

博士論文

土壤汚染の社会・経済影響の定量化と その解決方法に関する研究

Quantification of economical and social effects from the soil
contamination and its solution

国立大学法人 横浜国立大学大学院
環境情報学府

横浜国立大学附属図書館



11913812

保高 徹生
Tetsuo Yasutaka

2007年3月

377-A

目次

略語表

横浜国立大学附属図書館



11913812

第1章 研究の背景と目的

1-1 はじめに –本研究の背景–	1-1
1-2 本研究の目的	1-2
1-3 本研究の論文の構成	1-3

第2章 土壌汚染に起因するリスクの分析と日本の現状

2-1 2章の概要と構成	2-1
2-2 土壌汚染に起因する直接的なリスク	2-2
2-2-1 土壌汚染の発生原因	2-2
2-2-2 土壌汚染に起因する人の健康リスク	2-3
2-2-3 土壌汚染に起因する生態系のリスク	2-4
2-2-4 土壌汚染に起因する生活環境リスク	2-4
2-3 日本における土壌汚染に起因する人の健康リスクの防止	2-5
2-3-1 規制の対象となっている暴露経路	2-6
2-3-2 日本での規制物質	2-7
2-3-3 対策方法	2-8
2-3-4 調査の契機	2-10
2-3-4-1 調査の契機	2-10
2-3-4-2 調査の契機の内訳	2-12
2-4 人の健康リスクから地域社会・経済影響へ –ブラウンフィールド問題–	2-13
2-4-1 ブラウンフィールドの発生要因	2-15
2-4-2 地域社会への影響	2-15
2-4-3 経済への影響	2-15
2-4-4 事業者への影響	2-16
2-4-5 アメリカの対応	2-17
2-5 総括	2-18

第3章 土壤汚染に起因する事業者・社会・経済への影響の評価

3-1	3章の概要と構成	3-1
3-2	ブラウンフィールドに関する定義と既往研究	3-2
3-2-1	一般的なブラウンフィールドの定義	3-2
3-2-2	ブラウンフィールドの位置付け	3-2
3-2-3	ブラウンフィールド数に関する既往研究	3-5
3-3	本研究で対象とするブラウンフィールドの定義	3-7
3-4	本研究の目的と評価指標	3-9
3-4-1	事業者への影響の評価指標	3-9
3-4-2	地域社会への影響の評価指標	3-9
3-4-3	経済への影響の評価指標	3-9
3-5	モデル	3-9
3-5-1	PCSに土壤汚染が存在する確率	3-10
3-5-2	CSがブラウンフィールドとなる確率の算出方法	3-11
3-5-2-1	CSがブラウンフィールドとなる確率の算出方法（個別サイト）	3-11
3-5-2-2	CSがブラウンフィールドとなる確率の算出方法（地域）	3-12
3-5-2-3	CSにおける単位面積当たりの汚染土壌量の算出	3-13
3-5-3	ブラウンフィールド発生確率	3-14
3-5-4	潜在的なブラウンフィールド数の推定	3-14
3-5-5	潜在的なブラウンフィールド面積の推定	3-15
3-5-6	潜在的なブラウンフィールドサイトの浄化費用の推定	3-15
3-6	使用データ	3-16
3-6-1	土壤汚染存在確率に関するデータ	3-17
3-6-1-1	製造業に関するデータ	3-17
3-6-1-2	ガソリンスタンド・クリーニング店に関するデータ	3-19
3-6-2	PCSにおける想定汚染土量に関するデータ	3-20
3-6-3	土壤汚染対策費用データ	3-22
3-6-4	土地価格データ	3-23
3-6-5	PCSサイト数	3-25
3-6-6	ABR	3-28
3-6-7	事業所の規模別面積	3-30
3-6-8	ブラウンフィールドサイトの想定汚染土量	3-31
3-7	結果1 事業者に対する影響	3-33
3-7-1	ブラウンフィールド発生確率と土地価格、ABRの関係	3-33
3-7-2	BF発生確率の地域差	3-36

3-7-3	考察	3-38
3-7-3-1	影響が大きい事業者	3-38
3-7-3-2	ブラウンフィールド発生確率に関する諸外国との比較	3-38
3-8	結果2 社会に対する影響の評価	3-39
3-8-1	日本における潜在的なブラウンフィールド数	3-39
3-8-2	地域別の潜在的なブラウンフィールド数	3-40
3-8-3	業種別の潜在的なブラウンフィールド数	3-41
3-8-4	規模別の潜在的なブラウンフィールド数	3-42
3-8-5	考察	3-43
3-8-5-1	影響が大きい地域・業種・事業所規模	3-43
3-8-5-2	年間の発生数の推定	3-43
3-8-5-3	潜在的なブラウンフィールド数の諸外国との比較	3-44
3-8-5-4	潜在的なブラウンフィールド数の地域差の要因	3-44
3-9	結果3 経済に対する影響の評価	3-46
3-9-1	潜在的なブラウンフィールド面積	3-46
3-9-2	潜在的なブラウンフィールドの汚染浄化費用	3-48
3-9-3	考察	3-50
3-9-3-1	潜在的なブラウンフィールドの面積	3-50
3-9-3-2	潜在的なブラウンフィールドの浄化費用	3-50
3-9-3-3	浄化費用のアメリカとの比較	3-51
3-10	総括	3-52
3-11	本推定に関する注意事項	3-54
3-12	本推定のパラメータの信頼性	3-55

第4章 ブラウンフィールド問題の解決方法の検討

4-1	4章の概要と構成	4-1
4-2	目的	4-1
4-3	調査後ブラウンフィールドへの対応	4-1
4-3-1	補助金	4-3
4-3-2	土地の価値の上昇	4-3
4-3-3	対策費用の削減	4-4
4-3-2-1	対策単価の削減	4-4
4-3-2-2	土壌汚染のリスクを管理する方法	4-5
4-3-2-3	健康リスク評価の活用	4-6
4-4	調査前ブラウンフィールドへの対応	4-7

4-5	総括.....	4-8
第5章 健康リスク評価の導入による対策費用削減効果 2		
- 汚染土壌の直接摂取に関する健康リスク評価の導入による土地利用別の対策費用軽減効果 -		
5-1	5章の概要と構成.....	5-1
5-2	諸外国の鉛汚染土壌の規制と日本の現行の制度.....	5-2
5-2-1	諸外国における規制と根拠.....	5-2
5-2-1-1	アメリカにおける規制.....	5-2
5-2-1-2	欧州における規制.....	5-3
5-2-2	土壌含有量基準の設定根拠.....	5-3
5-2-3	既往研究.....	5-4
5-3	目的.....	5-5
5-4	リスク評価方法.....	5-6
5-4-1	リスク評価方法の概要.....	5-6
5-4-2	毒性評価.....	5-8
5-4-3	土地利用およびリスク評価期間.....	5-9
5-4-4	鉛摂取量算定.....	5-10
5-4-5	管理目標値算出.....	5-16
5-5	対策費用算出.....	5-18
5-6	結果.....	5-21
5-6-1	非汚染地における鉛摂取量.....	5-21
5-6-2	年齢群別の鉛摂取量.....	5-22
5-6-3	土地利用別の鉛摂取量.....	5-24
5-6-4	管理目標値.....	5-25
5-6-5	対策費用.....	5-26
5-7	考察.....	5-28
5-7-1	リスク評価方法の違いによる影響.....	5-28
5-7-1-1	土壌以外の媒体からの摂取量.....	5-28
5-7-1-2	エンドポイント(リスク評価期間)の違いの影響.....	5-29
5-7-2	住宅地の管理目標値.....	5-30
5-7-3	土地利用毎の管理目標値.....	5-31
5-7-4	対策費用削減効果.....	5-32
5-8	総括.....	5-33

第6章 健康リスク評価の導入による対策費用削減効果 2

- 事業所の地下水汚染対策方針による人の健康リスク削減と対策費用への影響に関する検討 -

6-1	6章の概要と構成.....	6-1
6-2	日本の現行の制度とリスクの考え方.....	6-2
6-2-1	汚染地下水に起因するリスクと基準.....	6-2
6-2-2	採用される対策とその範囲.....	6-2
6-2-3	人の健康リスクを防止する観点からの目的.....	6-2
6-3	目的.....	6-4
6-4	評価方法.....	6-4
6-4-1	サイトアセスメント.....	6-5
6-4-2	対策方針の設定.....	6-5
6-4-3	各地点の地下水中のVOC濃度の予測.....	6-6
6-4-4	人の健康リスクの算出.....	6-6
6-4-4-1	曝露評価.....	6-6
6-4-4-2	毒性評価.....	6-7
6-4-5	リスク評価.....	6-8
6-4-6	汚染源浄化目標値の算定.....	6-9
6-4-7	対策費用の算出.....	6-9
6-4-7-1	汚染源対策土量の算出.....	6-9
6-4-7-2	対策費用の算出.....	6-10
6-4-8	人の健康リスク削減の費用対効果の算出.....	6-10
6-5	適応サイトと評価条件.....	6-11
6-5-1	サイトの概念モデルおよび水理地質条件.....	6-11
6-5-2	対象地の汚染状況.....	6-13
6-5-2-1	土壌汚染状況.....	6-13
6-5-2-2	地下水汚染状況.....	6-14
6-5-3	TCE 移流拡散一次減衰シミュレーション.....	6-15
6-6	結果.....	6-16
6-6-1	対策方針が人の健康リスクと対策費用に与える影響.....	6-16
6-6-2	各対策方針における単位費用当りの削減リスク.....	6-18
6-7	考察.....	6-19
6-8	総括.....	6-20

第7章 結論

7-1	結論	7-1
7-1-1	土壤汚染に起因する社会・経済影響の評価	7-1
7-1-2	人の健康リスク評価の導入による対策費用削減効果	7-2
7-2	今後の土壤汚染政策への提言	7-3
7-2-1	中小事業者への負担の適切な評価と対応策の重要性	7-3
7-2-2	リスクマネジメントの活用のために	7-4
7-2-3	人の健康リスク評価の活用のために	7-4
7-2-3-1	産業側の視点	7-5
7-2-3-2	規制側の視点	7-5
7-2-3-3	市民側の視点	7-6
7-2-3-4	デメリットと展望	7-6
7-3	本研究の学問上の価値	7-7

謝辞

略語表

略語	英語	日本語
PCS	Potentially Contaminated Site	土壌汚染の可能性のある土地
CS	Contaminated Site	土壌汚染地
BF	Brownfield	ブラウンフィールド
U.S.E.P.A.	United States Environmental Protection Agency	アメリカ環境保護局
製造業 1	—	汚染の可能性が低い製造業
製造業 2	—	汚染の可能性が高い製造業
CL	—	クリーニング店
GS	—	ガソリンスタンド
ABR	Acceptable burden ratio	対策費用負担者が土地価格に対して、土壌汚染対策費用を許容できる比率
TDI	Tolerable Daily Intake	耐用 1 日摂取量
VOC	Volatile Organic Compounds	揮発性有機化合物
J.E.C.F.A	Joint FAO/WHO Expert Committee	国連食糧農業機関および世界保健機関合同食品添加物専門家会議

第1章 研究の背景と目的

1-1 はじめに ー本研究の背景ー

近年、日本において市街地における土壌汚染に社会的な関心が集まってきており、土壌汚染調査サイト数および土壌汚染確認サイト数はここ数年、急激に増加している。これは、2003年の土壌汚染対策法の施行、及びそれに伴う各自治体の条例の制定、土地取引における土壌汚染存在リスクへの認識が高まってきたこと、ISO14001等の観点から企業の社会的責任が重要視されるようになったことといった理由から、土壌汚染のおそれがあるサイトにおいて土壌調査が実施されるようになったことが、主な要因である。

このような土壌汚染に起因する人の健康リスクを防止するために、日本では2003年より種類の化学物質について土壌汚染対策法に定められた、土壌含有量基準、土壌溶出量基準が設けられている。これらの基準値を超過する濃度の汚染物質が確認された場合は、なんらかの対策が必要であるとしているが、取り組みはまだ始まったばかりである。

一方、1980年代より、土壌汚染問題に取り組んでいるアメリカでは、土壌汚染に起因する人の健康リスクを防止する政策が原因となり、ブラウンフィールドと呼ばれる、「有害物質の存在、および、その存在の可能性によって、拡張・再開発・再利用が困難になっている不動産」が、近年、大きな社会・経済問題を引き起こしている。このようなブラウンフィールドの増加は、地方自治体の税収の減少、治安の悪化、都市の魅力の低下、スプロール化の進行といった現象を引き起こしており、地域社会に悪影響をもたらすだけでなく、ブラウンフィールドの浄化・再開発に対する補助として巨額の公共費用が必要となっている。アメリカでは、ブラウンフィールドの再開発プロジェクトに対する調査・教育費用の補助だけで、1995年～2004年で約800億円（7億USドル）が投入されている²⁾。

このような、ブラウンフィールド問題への対応として、アメリカ環境保護局（以下、U.S.E.P.A.）は、土壌汚染に起因する人の健康リスクがサイトおよびその周辺状況により、大きく異なることに着目し、一律の基準値ではなく個別サイトごとの状況に応じた人の健康リスク評価に基づいた浄化の必要性の検討、浄化目標値を設定する政策を採用している³⁾。また、前述したブラウンフィールドサイトの再開発の補助として、調査費用や教育費用を助成する政策も採用している⁴⁾。

一方、日本では土壌汚染に対する本格的な取り組みが、近年、始まったばかりであり、現在、一律の基準設定により、土壌汚染に起因する人の健康リスクを防止する政策を採用している。この政策の導入は、人の健康リスクを防止と土壌汚染地の管理という観点では、

十分に目的を達していると考えられ、それ以前の規制がなかった状態と比較して大きな前進である。しかしながら、今後、土壌汚染に起因する人の健康リスクを防止する政策を推進する過程で、米国と同様に、土壌汚染の存在、およびその可能性により生じるブラウンフィールドが増加するにより、①地域社会へ悪影響、②再開発においても多大な公共費用の投入が必要となる可能性、③事業者の所有地がブラウンフィールドとなることによる経営への影響、が考えられる。しかしながら、土壌汚染が事業者・社会・経済へ与える影響の評価はなされておらず、このような社会・経済面への影響を緩和する政策の導入による効果についても検討もされていない。

1-2 本研究の目的

本博士論文では、以上の背景を踏まえ、目的を以下のように設定した。概念図を図 1-1 に示す。

- ① 土壌汚染の存在およびその可能性により生じるブラウンフィールドが、事業者・地域社会・経済に与える影響を評価するモデルを作成し、日本のデータを適応することで、将来、日本における影響の大きさを定量的に評価する。
- ② ブラウンフィールドが、事業者・地域社会・経済に与える影響を緩和する政策の一つとして、日本において土地利用や周辺状況を勘案した詳細な人の健康リスク評価の手法を構築し、人の健康リスク評価を基にした政策を導入した場合の、対策費用削減効果について検討する。

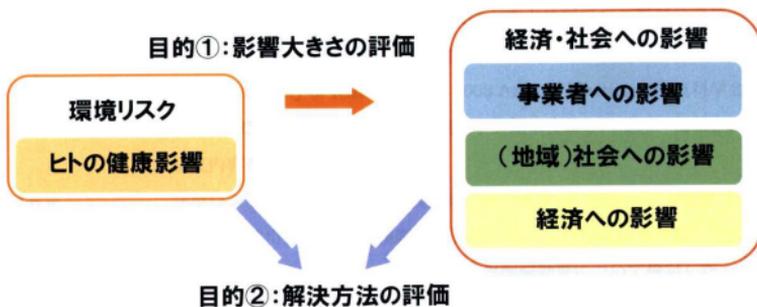


図 1-1 土壌汚染に起因する影響の変遷と本研究の対象

1-3 本研究の論文の構成

本論文は7つの章から構成される（図 1-2）。

第1章： 研究全体の背景と目的、および本研究の各章で行った研究内容の概略を述べた。

第2章： 土壌汚染に関する概要を整理し、土壌汚染に起因する人の健康リスク、およびそれを防止するための日本の政策について述べる。また、この政策により生じる可能性があるブラウンフィールド問題とそれが事業者・社会・経済に与える影響の概要について述べた。

第3章： 土壌汚染の存在、もしくはその存在可能性により生じるブラウンフィールドが、事業者・社会・経済に与える影響を定量化するモデルを作成し、日本のデータを適応することで、将来、日本における影響を定量的に評価した。

本章は、Brownfields2006、不動産学会平成18年度秋季全国大会および環境経済政策学会2005年会での講演内容、不動産学会誌に投稿中の論文内容、および未発表の内容を含んでいる。

第4章： 2、3章で述べたブラウンフィールド問題を解決するための政策を整理した。本章は、環境新聞2006年10月12日付けに寄稿した論文内容を含んでいる。

第5章： ブラウンフィールド問題を解決するための政策の一つとして、鉛汚染土壌の直接摂取による人の健康リスクを対象とし、土地利用を考慮した詳細な人の健康リスク評価手法の導入による土地利用毎の管理目標値の算出と、対策費用削減効果について検討した。

本章は、Society of Risk Analysis 2006 Annual Meeting、環境科学会2005年会で講演した内容および環境科学会誌に投稿し、受理、掲載された論文内容を含んでいる。

第6章： ブラウンフィールド問題を解決するための政策の一つとして、VOC汚染地下水の飲用による人の健康リスクを対象に、周辺状況を考慮した人の健康リスク評価の導入による、対策費用削減効果について検討した。

本章は、地下水学会2006年秋季大会で講演した内容および、土壌環境センター技術ニュースに投稿し、受理、掲載された論文の内容を含んでいる。

第7章 : 第1章から第6章をまとめて本研究の総括を述べ、今後の課題について検討した。

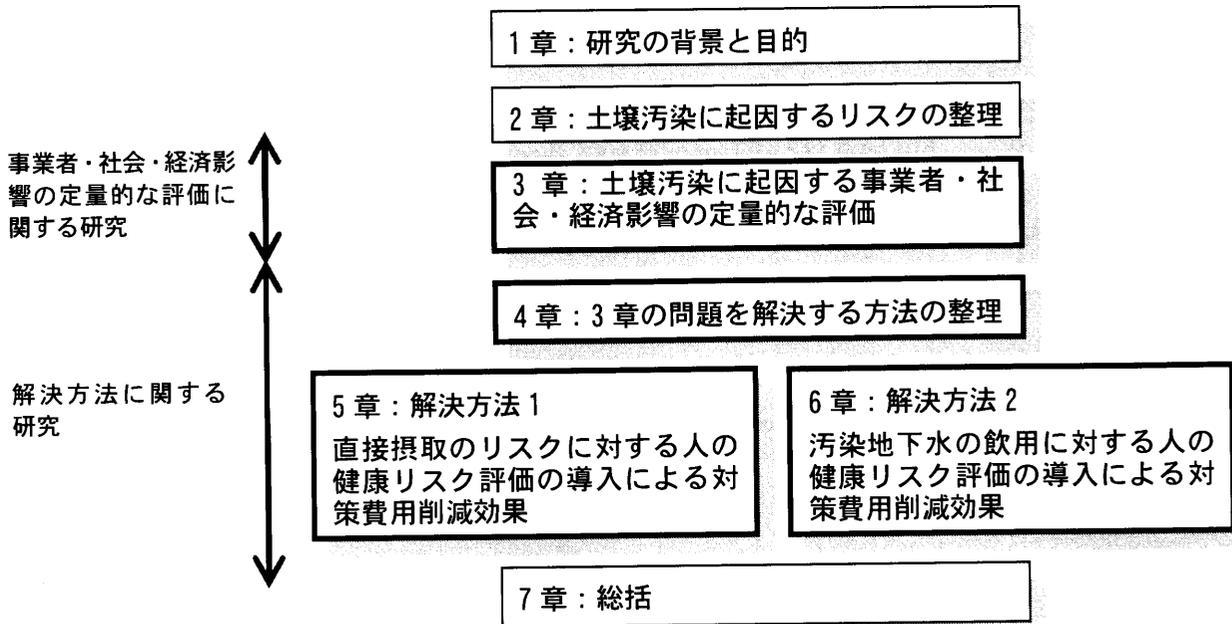


図 1-2 本研究の構成

参考・引用文献

- 1) 環境省（2006）, 平成16年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果, p.34,環境省.
- 2) U. S. Environmental Protection Agency（2004）, Cleaning Up the Nation's Waste Sites: Markets and Technology Trends 2004 Edition, EPA 542-R-04-015.
- 3) U. S. Environmental Protection Agency（1989）, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual（Part A） Interim Final, EPA/540/1-89/002.
- 4) U. S. Environmental Protection Agency（2002）, "Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act" signed into law January 11, 2002, Public Law 107-118（H.R. 2869）.

第2章 土壌汚染に起因するリスクの分析と日本の現状

2-1 2章の概要と構成

第2章では、土壌汚染に関する概要を整理し、土壌汚染に起因する直接的なリスクとその防止方法、および、その防止過程で生じるブラウンフィールド問題が事業者・社会・経済に与える影響の3つについて述べた。

最初に2-2にて、土壌汚染に起因する環境への直接的な影響として、人の健康リスク、生態系リスク、生活環境リスクについて述べる。次に、2-3では、日本における人の健康リスクの防止するための法規制および対応について述べ、2-4では、土壌汚染に起因する人の健康リスクを防止する政策により生じるブラウンフィールド問題と、それが事業者・社会・経済に与える影響についてアメリカの事例をもとに述べ、アメリカの対応について述べる。そして、最後に2-5で、総括をした。

2-2 土壤汚染に起因する直接的なリスク

2-2-1 土壤汚染の発生原因

土壤汚染の発生原因は、製造された有害物質を含む製品、原材料および廃棄物の製造・使用・処理・処分過程での表層土壤への付加である。発生場所は主に使用場所のほか、保管場所、廃棄物置場、廃棄物埋め立て跡地などである。一度、地中に付加された有害物質は、地中に浸透し、時には地下水帯まで到達し、地下水汚染を引き起こす¹⁾。土壤汚染の発生原因と拡散状況の概念図を図 2-1 に示す。

土壤中に浸透した有害物質は、不飽和帯（土壤帯）では、鉛直方向を主移動方向とし、横方向の移動はほとんど起こらない。そのため、土壤汚染の平面的な範囲は発生した場所に付近に限定される。しかしながら、不飽和帯を通過し、地下水帯に達すると、地下水汚染を引き起こす。有害物質は、地下水の流れとともに移動し、横方向の移動が主となる。地下水中に付加された有害物質は、地下水の流れに沿って大規模に広がることもあり、時には数百 m、数 km も下流側に到達することもある。

また、土壤・地下水といった地下環境においては、有機物が少なく微生物の活性が低いため、難分解性の物質は、長期間、土壤・地下水中に残留する傾向にある。

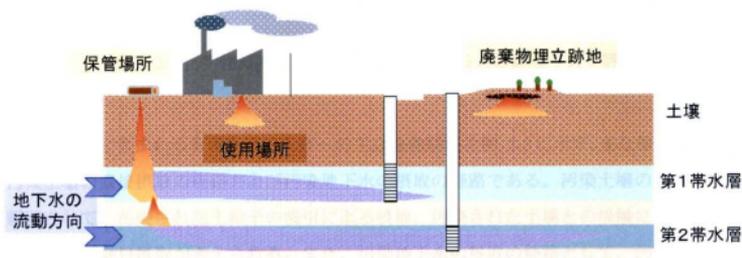


図 2-1 土壤汚染の発生原因と拡散状況の概念図

2-2-2 土壤汚染に起因する人の健康リスク^{2) 3)}

化学物質による土壤汚染に起因する人の健康リスク評価は、一般に図 2-2 に示される手順で実施される。まず、サイトアセスメントを実施し、リスク評価対象物質の選定およびその濃度を把握する。次に、暴露評価によって暴露対象（例えば人）が体内に摂取する対象物質の量を把握する。また、毒性評価によって、対象物質の毒性について調査し、体内負荷量と健康影響（用量反応関係）に関する情報を収集する。そして、最後にリスク評価において、エンドポイントとする健康への影響を選択し、その毒性が発現しない体内負荷量（発がん性物質の場合は、許容できる発がん率に達しない体内負荷量）と、暴露評価で算出された摂取量を比較してリスクの有無、大小を評価する。

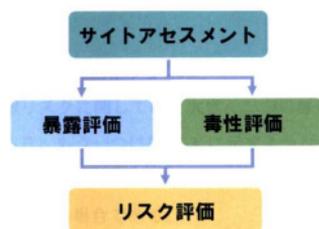


図 2-2 化学物質による土壤汚染に起因する人の健康リスク評価

汚染土壤に含まれる有害物質の人体への主な暴露経路を図 2-3 に示す。主な暴露経路は、汚染土壤の直接摂取の経路および汚染地下水の摂取の経路である。汚染土壤の直接摂取の経路として、汚染された土粒子の吸引による摂取、汚染された土壤との接触による皮膚摂取、および経口摂取が考えられる。また、汚染地下水の摂取の経路として、汚染地下水の飲用やシャワー、浴室での使用等の経路が考えられる。

また、これ以外に、表流水へ流出した汚染地下水の利用、魚類や植物への蓄積による経口摂取、揮発性が高い物質が土壤中から揮発した成分の吸引摂取も考えられるが、本研究の対象物質（土壤汚染対策法に定められた物質）および一般的な市街地における土壤汚染においては、これらの暴露経路による寄与率が低い⁴⁾ため、リスク評価においては考慮されないことも多い。

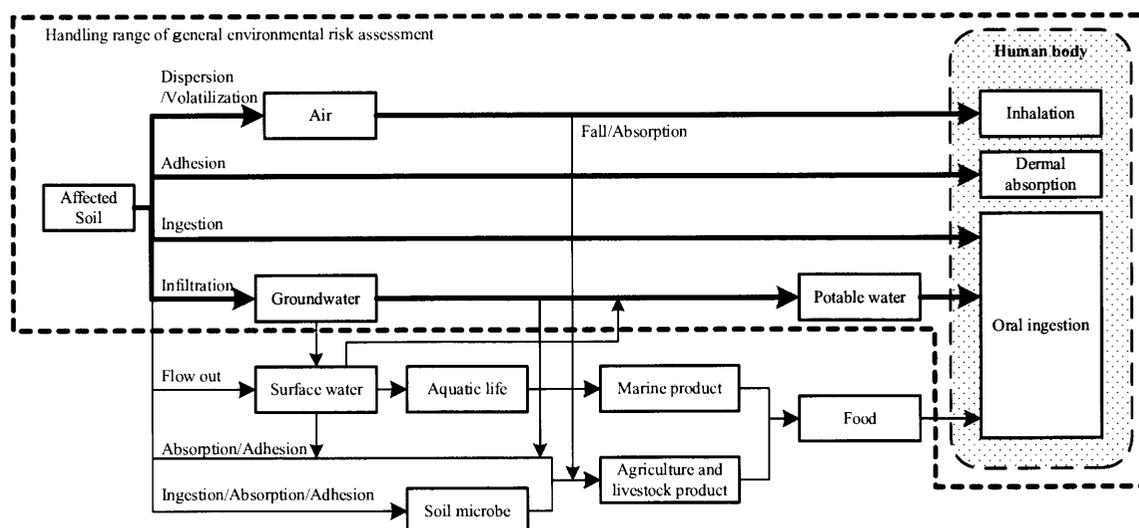


図 2-3 土壌汚染の人体への暴露経路⁵⁾

2-2-3 土壌汚染に起因する生態系のリスク

土壌汚染に起因する生態リスクに関しては、大きく二つの評価対象がある。一つは、土壌中の生態系への影響であり、もう一つは図 2-3 に示すような拡散経路において、地下水を經由して、表流水中や海水中に化学物質が流入し、水域の化学物質の濃度が上昇することで、水域生態系に影響を与える場合である。

土壌生態系への影響について日本での研究事例はあるものの⁶⁾、現在の日本ではこれを防止するための法的な規制はない。

また、水生生物の保全に関しては、2003 年に河川、湖沼および海域を対象に、亜鉛に関して環境基準の設定がされ⁷⁾、これをもとに亜鉛の排水基準の強化がなされた。しかしながら、現在、土壌・地下水汚染からこれらの影響に対しての法的な規制はない。

このように生態系へのリスクを防止するための法規制がないことから、事業者・社会・経済に影響を与える可能性が低いと考えられた。そのため、本研究では、生態系のリスクに関しては考慮しないものとする。

2-2-4 土壌汚染に起因する生活環境リスク

土壌汚染に起因する生活環境の影響に関しては、表層土壌の臭いや飲用地下水への着色、臭いの付加等が考えられる。現在、日本では、法規制はないものの、油に関しては生活環境に関する観点から、2006 年にガイドラインが定められた⁸⁾。

しかしながら、ガイドライン中には規制値に関する記載はなく、また、法的拘束力を持たないことから、生活環境のリスクを防止するために事業者・社会・経済に与える影響を評価することは困難なため、本研究では、生活環境のリスクに関しては考慮しないものとする。

2-3 日本における土壤汚染に起因する人の健康リスクの防止

本節では、土壤汚染に起因する人の健康リスクを防止するために、日本で考慮されている暴露経路、規制物質、調査対策の契機および対策方法について述べる。

2-3-1 規制対象となっている暴露経路

現在、日本では図 2-3 に示した暴露経路のうち、汚染土壤の直接摂取および汚染地下水の飲用の経路を主な暴露経路として、これらの経路に関する人の健康リスクを防止する政策を採用している（図 2-4）。判断基準としては、汚染土壤の直接摂取による人の健康リスクを防止するため、土壤汚染対策法における指定基準として土壤含有量基準が、汚染地下水の飲用による人の健康リスクを防止するため、土壤溶出量基準が定められている。また、環境基本法により地下水環境基準が設定されている（表 2-1）。

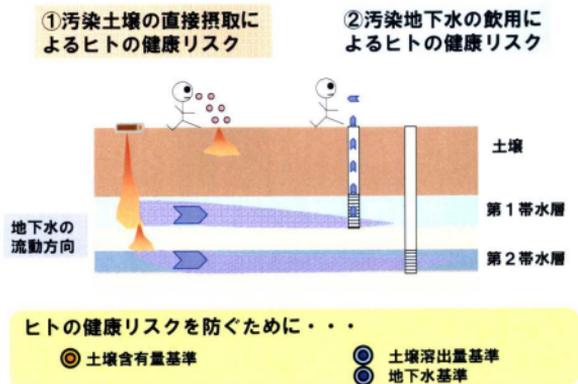


図 2-4 日本における対象とされる暴露経路と基準値

2-3-2 日本での規制物質

日本では市街地における土壌汚染については、土壌汚染対策法（2003年）により、25項目について指定基準が設けられている（表 2-1）。これらの指定基準を超過する濃度が確認された場合、土壌汚染対策法では対策が必要としている。また、ダイオキシン類対策特別措置法（2000年）により、土壌中のダイオキシン類の含有量についての環境基準が、1,000 pg-TEQ/g 以下と定められている。

農用地の土壌汚染については、農用地の土壌の汚染防止等に関する法律（1970年）によって、銅、カドミウムおよび砒素について規制が定められている。

土壌汚染対策法における土壌含有量基準、及びダイオキシン類特別措置法の環境基準は、汚染土壌の直接摂取の暴露経路を、土壌汚染対策法における土壌溶出量基準および環境基本法における地下水環境基準は汚染地下水の飲用の経路を対象に、人の健康リスクを防止する観点から定められている。また、農用地に係る規制は、植物へ蓄積した有害物質を摂取する経路を対象とした人の健康リスクを防止する観点および作物の生育阻害の観点から定められている。

本研究では、市街地における土壌汚染について対象としているため、土壌汚染対策法に定められている 25 項目の指定基準について対象とした。

表 2-1 土壌汚染対策法における基準設定物質とその基準値および⁹⁾ 環境基本法における
地下水環境基準

	項目	土壌溶出量基準値	土壌含有量基準値	地下水環境基準
第1種特定有害物質	トリクロロエチレン	0.03mg/l 以下	-	0.03mg/l 以下
	テトラクロロエチレン	0.01mg/l 以下	-	0.01mg/l 以下
	ジクロロメタン	0.02mg/l 以下	-	0.02mg/l 以下
	四塩化炭素	0.002mg/l 以下	-	0.002mg/l 以下
	1,2-ジクロロエタン	0.004mg/l 以下	-	0.004mg/l 以下
	1,1-ジクロロエチレン	0.02mg/l 以下	-	0.02mg/l 以下
	シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04mg/l 以下	-	0.04mg/l 以下
	1,1,1-トリクロロエタン	1mg/l 以下	-	1mg/l 以下
	1,1,2-トリクロロエタン	0.006mg/l 以下	-	0.006mg/l 以下
	1,3-ジクロロプロペン	0.02mg/l 以下	-	0.02mg/l 以下
	ベンゼン	0.01mg/l 以下	-	0.01mg/l 以下
第2種特定有害物質	カドミウム及びその化合物	0.01mg/l 以下	150mg/kg 以下	0.01mg/l 以下
	シアン化合物	検出されないこと ^a	遊離シアンとして 50mg/kg 以下	検出されないこと ^b
	鉛及びその化合物	0.01mg/l 以下	150mg/kg 以下	0.01mg/l 以下
	六価クロム化合物	0.05mg/l 以下	250mg/kg 以下	0.05mg/l 以下
	砒素及びその化合物	0.01mg/l 以下	150mg/kg 以下	0.01mg/l 以下
	水銀及びその他の水銀化合物	0.0005mg/l 以下	15mg/kg 以下	0.0005mg/l 以下
	セレン及びその化合物	0.01mg/l 以下	150mg/kg 以下	0.01mg/l 以下
	ふっ素及びその化合物	0.8mg/l 以下	4000mg/kg 以下	0.8mg/l 以下
ほう素及びその化合物	1.0mg/l 以下	4000mg/kg 以下	1.0mg/l 以下	
第3種特定有害物質	有機燐化合物	検出されないこと ¹	-	検出されないこと ¹
	P C B	検出されないこと ¹	-	検出されないこと ¹
	チウラム	0.006mg/l 以下	-	0.006mg/l 以下
	シマジン	0.003mg/l 以下	-	0.003mg/l 以下
	チオベンカルブ	0.02mg/l 以下	-	0.02mg/l 以下

^a 「検出されないこと」とは、定められた測定方法により測定した場合において、その結果が当該方法の定量限界を下回ることをいう。

^b 「検出されないこと」とは、定められた測定方法により測定した場合において、その結果が当該方法の定量限界を下回ることをいう。

2-3-3 対策方法

土壌汚染対策法では、土壌汚染調査の結果、指定基準に適合しない状態であれば、土壌汚染対策が必要であると規定されている。対策方法については、基準を超過した物質、項目により異なる。

土壌汚染の対策方法についての考え方は大きく二つある。一つは基準値を超過した土壌を基準値以下（土壌の入れ替えも含む）にすることで、リスクの原因を除去する方法（以下、完全浄化）であり、もう一つは、汚染土壌を残置した状態でもリスクがないように管理する方法である。後者のほうは、暴露経路を遮断する方法や、モニタリングを併用して行われる（以下、リスクマネジメント対策）。実際の対策費用は、完全浄化の費用が1m³の汚染土壌あたり3万円～6万円程度必要なことと比較して、リスクマネジメント対策のほうが安価である（リスクマネジメント方法によって費用は大きく異なる）。

実際に、土壌含有量基準を超過した場合、つまり、汚染土壌の直接摂取のリスクがあると判断された場合は、表 2-2 に示す対策が認められている¹⁰⁾。ここでは、汚染土壌の除去、つまり、完全浄化以外に、汚染土壌を残置した状態でも立ち入り禁止、舗装および盛土等の暴露経路を遮断してリスク管理を実施する対策が認められていることが、大きな特徴である。

また、土壌溶出量基準を超過した場合、つまり、汚染地下水等の摂取によるリスクがあると判断された場合は、表 2-3 に示す対策が認められている¹⁰⁾。ここでも、直接摂取のリスクと同様、汚染土壌の除去以外に、汚染土壌を残置した状態でもモニタリング、および原位置封じ込め等、暴露経路を遮断してリスク管理を実施する対策が、対象地の条件によって認められている。

前述したように、対策単価は、汚染の除去が最も高く、暴露経路の遮断方法になるにつれて安価になり、モニタリングや立ち入り禁止措置が最も安い。しかしながら、多くの場合、最も費用がかかる汚染土壌の掘削除去が採用されている^{11) 12)}。これは、掘削除去以外の方法では、汚染土壌がサイトに残地されることになるが、土地購入者が対象地に汚染土壌が残存することを嫌うためである。健康リスクがない状態であっても、汚染土壌が残存することを嫌う理由について詳細な研究はないが、汚染土壌の残存により、土地の資産価値に影響がでる可能性、もしくは将来、残存した汚染土壌に起因するリスクを把握できないことが主な原因ではないかと思われる。

表 2-2 汚染土壌の直接摂取のリスクに対する対策方法¹⁰⁾

対策の考え方	対策方法	通常土地	盛土では支障がある土地
暴露経路の遮断	立入禁止	●	●
	舗装	●	●
	盛土	◎	●
	土壌入換え	○	◎
汚染の除去	土壌汚染の除去	○	○

注) 1. 「盛土では支障がある土地」とは、住宅やマンション（1階部分が店舗等の住宅以外の用途であるものを除く。）で、盛土して50cmかさ上げされると日常生活に著しい支障が生ずる土地
 2. 特別な場合（乳幼児の砂遊び等に日常的に利用されている砂場等や、遊園地等で土地の形質変更が頻繁に行われ盛土等の効果の確保に支障がある土地）については、土壌汚染の除去を命ずることとなる。

【凡例】
◎:原則として命ずる措置
○:土地の所有者等と汚染原因者の双方が希望した場合に命ずることができる措置
●:土地の所有者等が希望した場合に命ずることができる措置

表 2-3 汚染地下水等の摂取によるリスクに対する対策方法¹⁰⁾

対策の考え方	対策方法	第一種特定有害物質 (揮発性有機化合物)		第二種特定有害物質 (重金属等)		第三種特定有害物質 (農業等)	
		第二溶出量基準) ※)		第二溶出量基準) ※)		第二溶出量基準) ※)	
		適合	不適合	適合	不適合	適合	不適合
暴露経路遮断	原位置不溶化・不溶化埋め戻し	×	×	●	×	×	×
	原位置封じ込め	◎	×	◎	◎) ※※)	◎	×
	遮水工封じ込め	○	×	○	○) ※※)	○	×
	遮断工封じ込め	×	×	○	○	○	◎
汚染の除去	土壌汚染の除去	○	◎	○	○	○	◎
モニタリング	地下水質の測定	現在に地下水汚染が発生していない場合に適応可能					

) ※) 「第二溶出量基準」とは、土壌溶出量基準の10~30倍に相当するものである。
) ※※) 汚染土壌を不溶化し、第二溶出量基準に適合させた上で行うことが必要。

【凡例】
◎:原則として命ずる措置
○:土地の所有者等と汚染原因者の双方が希望した場合に命ずることができる措置
●:土地の所有者等が希望した場合に命ずることができる措置
×:技術的に適用不可能な措置

2-3-4 調査の契機

2-3-4-1 調査の契機

日本において、土壌汚染調査が実施されるのは、主に 5 つの契機がある。各契機を以下に示す。

①土壌汚染対策法 4 条による契機

土壌汚染対策法 4 条で定められている調査命令といわれるもので、土壌汚染により人の健康被害が生ずるおそれがある土地があると認めるときは、当該土地の土壌汚染の状況について、当該土地の所有者等に対し調査を求めるものである。

②土壌汚染対策法 3 条による契機

土壌汚染対策法 3 条では、水質汚濁防止法もしくは下水道法の有害物質使用の特定施設を廃止する際には土壌汚染状況調査が必要となり、調査の結果、指定基準に適合しない状態であれば、土壌汚染対策が必要であると規定されている。ただし、当該土地について次に予定されている利用方法からみて土壌汚染により不特定多数に人の健康に関わる被害が請じるおそれがない場合、つまり工場や事業所として利用する場合は、適応の猶予措置がある。

図 2-5 に環境省による平成 16 年度までの土壌汚染対策法 3 条における調査実施数と、猶予数について示す。現在のところ、調査が実施されたのは、全数の約 14%にとどまり約 85% 近くのサイト¹³⁾ 調査が実施されていないことが確認された。

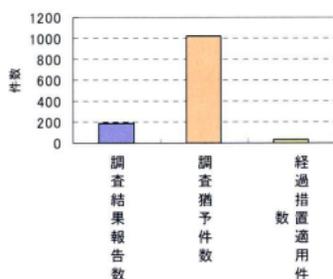


図 2-5 土壌汚染対策法 3 条の適応事例における調査実態¹³⁾

③地方自治体の条例による契機

東京都、名古屋市、愛知県などの地方自治体は、条例により土壌汚染対策法では対象にならない、過去に有害物質を取り扱いが確認されたサイトや、現在の土地所有者の以前の土地所有者による土壌汚染の可能性があるサイトについても、対象となるように条例を定めている。これらの自治体においては、全ての土地改変ではなく、大規模な土地改変（例えば3000m²以上（東京都、名古屋市、愛知県））を対象としていることが多い。

④土地売買における調査

上記の法・条例に該当しない場合でも、土地売買を実施する前に、土壌汚染の可能性について評価することが一般的となっている。その結果、土壌汚染の可能性のあるサイトでは実際の土壌調査が実施されている。これは、不動産仲介業者、建設業者、ディベロッパー（都市開発者）の間で、土地売買における土壌汚染のリスク（調査を実施しなかった場合に、土壌汚染が後日確認された場合の対策費用負担のリスク）が認識されてきたためである。

⑤ISO14001 および CSR の観点からの調査

前述までの調査は、①を除き、土地売買、事業所廃止時が契機となっているが、稼働中の事業所においても、ISO14001 や CSR（企業の社会的責任）の観点から、自主的に土壌調査を実施する事例が増えている。

このような契機があるが、いずれの場合においても、基準超過が確認された場合は、対策を実施するのが一般的である。

2-3-4-2 調査の契機の内訳

ここでは、調査が実施される契機毎の調査数について、記載する。土壤環境センターの会員企業による平成17年度の統計結果を図2-6に示す¹⁴⁾。実際に土壤調査が実施されたサイトのうち、土壤汚染対策法（契機①、②）は、全体の5%、条例・要綱（契機③）は、全体の15%、そして自主調査（契機④、⑤）が全体の80%を占めていることが確認された。ここで土壤汚染対策法の契機自体は図2-5に示したとおり、実際の調査数の6倍程度あるが、そのほとんどが猶予という形で実施されていないことが確認された。

また、自主調査の内訳を図2-7に示す¹⁴⁾。契機④にあたる土地売買、土地資産評価が全体の75%を示しており、契機⑤にあたるISO、土地改変における自主的な調査が全体の20%程度であることが確認された。

以上のことから、現在の日本においては、自主的な調査が大部分であること、土壤汚染対策法においては、猶予措置の数が多いことが確認された。

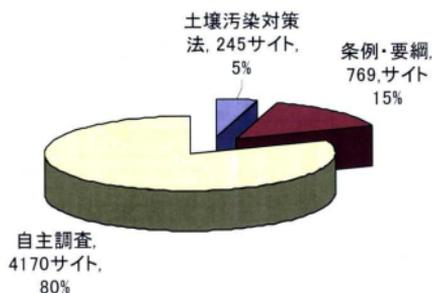


図 2-6 平成17年度の契機別土壤調査数¹⁴⁾

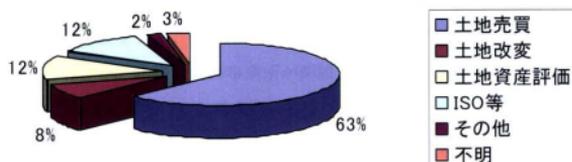
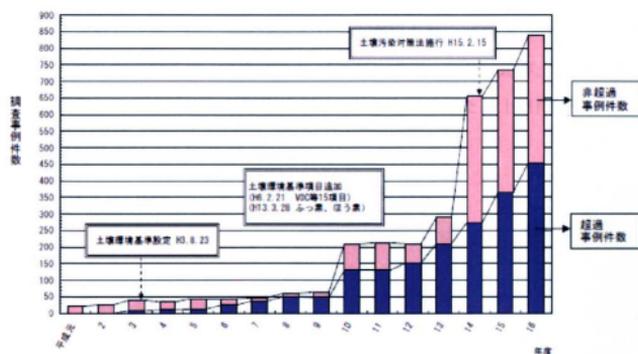


図 2-7 平成17年度の自主調査の契機別土壤調査数¹⁴⁾

2-4 人の健康リスクから社会・経済影響へ - ブラウンフィールド問題 -

日本では、土壤汚染に起因する人の健康リスクを防止するため、2003年より土壤汚染対策法で設定された土地利用及び周辺状況によらない一律の基準で規制が始まった。土壤汚染対策法が適応される事例は非常に限定されているが、土壤汚染対策法が適応されないサイトにおいても、東京都や神奈川県、愛知県、名古屋市、大阪府等の地方自治体では、独自の条例を制定し、土壤汚染に対する規制を始めている。そのため、土壤汚染調査数は、土壤汚染対策法の施行前後より急激に増加している（図 2-8）¹⁵⁾。自主的な調査を含むと、2005年には約 5,000 サイトにおいて土壤汚染調査実施されたという報告もあり¹⁴⁾、土壤汚染調査数は今後も増加すると考えられる。



例えば、環境省の統計では、土壤汚染調査時に工場・事業場敷地もしくは跡地であったサイトで、現在は工場・事業場跡地である（つまり、ブラウンフィールドとなっていると考えられる）サイトは2004年までの累計で451サイトあり、2003年から122サイト増加している^{15) 18)}。また、前節で述べたとおり、土壤汚染対策法3条に該当する事例において、調査の猶予を選択しているサイトが全体事例の85%、件数では2003年～2004年度の間に1000サイトにも達している。これらの全てがブラウンフィールドではないが、その多くは土壤汚染もしくは土壤汚染の存在の可能性により、土地利用に何らかの制限がかかっている可能性がある。

このような規制および対策の義務化によって、ブラウンフィールドが発生・増加し、事業者・社会・経済に対して悪影響をもたらすことが近年、懸念され始めている。

本節では、1980年代より土壤汚染問題に、そして1990年代よりブラウンフィールド問題に直面し、それらに取り組んできたアメリカの事例より、ブラウンフィールドの発生要因と影響を分析した。加えて、このようなブラウンフィールド問題が、特に日本においてどのような影響を及ぼす可能性があるのかについても考察した。土壤汚染問題の重心の移動に関する概念図を図2-9に示す。

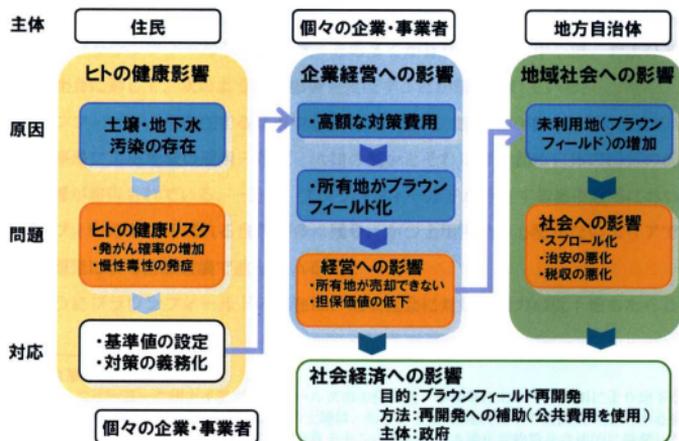


図 2-9 土壤汚染問題の重心の移動

2-4-1 ブラウンフィールド問題の発生

アメリカでは、1978年に起きたラブカナル事件^cを契機に土壌汚染に対する取り組みを始めている。ラブカナル事件^cにおいては、過去の汚染原因者に費用負担を求めることができる法律がなかったため、これを解消する法律としてスーパーファンド法が1980年に制定された。

スーパーファンド法は汚染原因者だけでなくその後の土地所有者等にも浄化責任を求めたため、デヴェロッパー、再開発事業者、新規工場建設を計画している事業者は、土壌汚染の可能性がある中心部の工場跡地を嫌い、郊外のグリーンフィールドと呼ばれる未利用地に進出した。アメリカでは製造業の衰退が1970年代より始まっており、これがブラウンフィールド数の増加に大きく影響した。その結果、アメリカの都市中心部に存在した多くの工場跡地が再開発されないままブラウンフィールドとして残地されるようになった。

2-4-2 社会への影響

土壌汚染問題に1980年代より取り組んできたアメリカでは、全米で約40万～100万サイトのブラウンフィールドが存在すると推定されており¹⁹⁾²⁰⁾、現在もその数は増加している。このようなブラウンフィールドの存在は、その多くが存在する都市中心部、およびその周辺の地域社会に対して、次のような悪影響を及ぼすことが報告されている。

ブラウンフィールドが存在する都市中心部においては、遊休地の増加による治安の悪化、再開発の停滞による地域の雇用・税収・人口の減少とそれに伴う都市自体の活気の低下といった影響が報告されている。一方で、ブラウンフィールドが存在する都市近郊において、グリーンフィールドと呼ばれる自然が多く残り、かつ土壌汚染の心配がないエリアでの、無秩序な開発による自然破壊で進んでいる²¹⁾。

このようにブラウンフィールドの存在は、地域社会に対して活力の低下をもたらしてい

^c Love Canal 事件

1978年米国・ニューヨーク州ナイアガラフォールズ市の住宅地・学校等において、大雨により地下から有害化学物質が漏出し住民が退去した事件。この土地は、もともと運河(建設途中で放置)跡地に、ある化学会社が1940年代から1952年まで、この運河に2万数千トンにもおよぶ各種化学物質を合法的に投棄した後、そこを土で覆い、市に売却した経緯があった。1960年頃からその周辺で汚水の揺曳や悪臭が漂い、住民のがん発生率が高くなり、呼吸障害や神経系の異常を訴える人が増え、妊婦が流産することも増えるようになり、1978年の豪雨をきっかけに有害化学物質が漏出し、健康上の理由から住民は退去せざるを得なくなった。州と連邦政府は住宅の買い上げ、有害化学物質の除去を行ない、一部では浄化が完了しているが、多くの土地は現在も浄化が継続している。住民は化学会社に対して訴訟を起こしたが、過去の汚染原因まで遡及できる法律が存在しなかったため、責任を追及することができず、スーパーファンド法が制定されるに至った。

る。そのため、現在、アメリカの各自治体では、都市中心部の再活性化を目的としたブラウンフィールドの再開発に力を入れている。

2-4-3 経済への影響

ブラウンフィールドの再生には、多大な調査・対策および再開発促進の費用が必要である。アメリカでは1995年から、約4300のブラウンフィールドサイトの再開発において、U.S.E.P.A.が840億円（7億USドル、1サイトあたり約2000万円）の予算を投入している。この予算は、ブラウンフィールドサイトの調査費用および再開発に伴う教育費用にのみ用いられており、浄化費用および再開発費用は含まれていない。アメリカでは、浄化および再開発は、あくまでサイトの所有者が自発的に行うため、その浄化費用は所有者が支払っている。これらの自発的な汚染浄化と再開発には約6000億円（50億USドル、1サイトあたり約1億4000万円）の民間の資金が必要であった。

また、U.S.E.P.A. は、2004年～2033年までの期間に、約15万サイトが州主導もしくは民間企業主導により調査、浄化が進むとしており、その浄化には3兆6,000億円（300億USドル）の費用が必要だとしている¹⁹⁾。このような民間企業主導の再開発を進めるためには、前述したブラウンフィールドの調査費用および教育費用を公共費用から捻出する必要があるため、ブラウンフィールドサイトの再生には、多大な公共費用が必要となってくる。

一方、日本では、米国と異なり、利用できる土地の面積が限定されている。そのため、ブラウンフィールドとなることにより、土地自体が利用できなくなる（利用できる土地が減少する）もしくは低利用となることで、社会全体としての損失が出る可能性が高い。

2-4-4 事業者への影響

アメリカでは、既にブラウンフィールド化しているサイトをいかに再開発するかが大きなテーマであり、また、日本と比較すると土地自体の価値はそれほど高くない。そのため、現在、有害物質を使用しており事業を継続している事業者のリスクについては、ほとんど言及されていない。

しかしながら、土壌汚染に起因するブラウンフィールドが、最初に影響を及ぼすのは現在、有害物質を使用しており事業を継続している事業者のリスクである。これは、事業者の所有地がブラウンフィールドになった場合、当該地を売却できなくなり、売却益を得ることができないためである。また、ブラウンフィールドにならないようにするためには、土壌汚染対策費用を支払う必要があり、当初の土地の価値の一部しか利益を受け取れない、もしくは土壌汚染対策費用が土地の価値を上回る場合もあることが想定される。

日本では、土地を担保として金融機関より融資を受けている中小事業者が多いため、所有地がブラウンフィールドとなった場合、企業経営の観点からは大きな経済的損害を及ぼすことが想定される。また、すでに一部で土地を担保にした融資を渋る傾向も出てきている。

2-4-5 アメリカの対応

アメリカでは、ブラウンフィールドの再開発を進めるために、汚染サイトの土地利用や周辺の状態に基づいた人の健康リスク評価による個別サイト毎の浄化必要性の判断や浄化目標値の設定による対策費用を削減する方法の導入²²⁾、2002年に Small Business Liability Protection Act 法²³⁾によって、ブラウンフィールドを「汚染の存在、もしくはその存在する可能性によって、再開発、再利用、拡張が困難になっている不動産」と定義し、前述したようなブラウンフィールド再開発における調査・教育費用の補助、善意無過失の買い手や隣地汚染からのもらい汚染に対する買い手や所有者の保護措置などが規定されている²³⁾。

2-5 総括

前節までに述べてきたとおり、土壌汚染に1980年より土壌汚染問題に取り組んできたアメリカでは、規制開始から時間の経過とともに、人の健康影響のみならず、それを防止するための政策に起因するブラウンフィールド発生により、社会・経済に与える影響に焦点が当てられるようになってきている。

アメリカでは、このような社会・経済への影響に対して、①人の健康リスク評価による個別サイト毎の浄化必要性の判断や浄化目標値の設定による対策費用を削減する方法の導入、②ブラウンフィールド再開発における調査・教育費用の補助や、善意無過失の買い手や隣地汚染からのもらい汚染に対する買い手や所有者の保護措置などの対応を取っている。

一方、日本では、2003年に土壌汚染対策法が施行され、人の健康影響を防止するための基準の設定をしたところであり、この法規制が、今後、事業者・社会・経済に対してどのような影響を与えるかについては不明である。また、事業者・社会・経済影響が生じた場合、それを緩和する政策についても検討されていない。

しかしながら、日本には土壌汚染調査が必要な汚染の可能性のあるサイトが約90万サイト、その中で実際に土壌汚染があると想定されるサイトが約30万サイト存在すると推定している¹⁶⁾。また、日本はアメリカと同様にかつて製造業が盛んであり、かつ、現在、毎年1万サイトもの製造業の事業所が閉鎖されている現状を勘案すると¹⁷⁾、将来ブラウンフィールド数が増加し、アメリカと同様にブラウンフィールドに起因する事業者・社会・経済に対する影響及ぼす可能性が高いと考えられる。

そこで3章では、ブラウンフィールドが事業者・社会・経済に与える影響を評価するモデルを構築し、日本におけるブラウンフィールドの影響の定量的な評価を行なった。

また、4章において、これらのブラウンフィールドに起因する事業者・社会・経済への影響を緩和するための対応の検討を、5章～6章において、これらの対応の一つとして、人の健康リスク評価の導入による対策費用削減効果について検討した。

参考・引用文献

- 1) 社団法人日本地下水学会編（2006），地下水・土壤汚染の基礎から応用 - 汚染物質の動態と調査・対策技術 - , pp.1-9,理工図書.
- 2) 中西準子, 益永茂樹, 松田裕之（編）（2003），演習 環境リスクを計算する, pp.1-13, 岩波書店
- 3) 日本リスク研究学会（編）（2006），増補改訂版 リスク学事典, 阪急コミュニケーションズ
- 4) 川辺能成, 駒井武, 坂本靖英（2003），わが国における土壤中重金属類の曝露量推定－地圏環境評価システムの開発に関する研究－, 資源と素材, 119, pp.427-433.
- 5) 中島誠, 保高徹生, 武暁峰（2007），環境リスク評価による今後の土地利用も含めた地盤汚染修復対策計画の検討, JCOSSAR' 2007 論文集, 投稿中
- 6) Kamitani, T., Oba, H., Kaneko, N.（2006） Microbial biomass and tolerance of microbial community on an aged heavy metal polluted floodplain in Japan. *Water, Air, and Soil Pollution*, 172: pp.185-200
- 7) 環境省（2003），水質汚濁に係る環境基準について 別表2, 平15環告123.
- 8) 社団法人土壤環境センター（2006），環境省の油汚染対策ガイドライン 油含有土壤に油臭・油膜問題への対応, 化学工業日報社
- 9) 環境省（監修），土壤環境センター（編）（2002），土壤汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説書, p.5.
- 10) 環境省（監修），土壤環境センター（編）（2002），土壤汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説書, pp.53-55.
- 11) 社団法人土壤環境センター（2006），「土壤汚染状況調査・対策」に関する実態調査結果（平成17年度）, p.13,社団法人土壤環境センター.
- 12) 環境省（2006），平成16年度土壤汚染対策法の施行状況及び土壤汚染調査・対策事例等に関する調査結果, pp.56-57,環境省.
- 13) 環境省（2006），平成16年度土壤汚染対策法の施行状況及び土壤汚染調査・対策

- 事例等に関する調査結果, p.7,環境省.
- 14) 社団法人土壌環境センター (2006), 「土壌汚染状況調査・対策」に関する実態調査結果 (平成 17 年度), pp.10-11,社団法人土壌環境センター.
 - 15) 環境省 (2006), 平成 16 年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果, p.34,環境省.
 - 16) 社団法人土壌環境センター (2000), 我が国における土壌汚染対策費用の推定, 社団法人土壌環境センター.
 - 17) 経済産業省 (2004), 平成 15 年工業統計速報, 経済産業省.
 - 18) 環境省 (2005), 平成 15 年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果, pp.15-18,環境省.
 - 19) U. S. Environmental Protection Agency (2004), Cleaning Up the Nation's Waste Sites: Markets and Technology Trends 2004 Edition, EPA 542-R-04-015.
 - 20) Simons, R. A. (1998), How Many Urban Brownfields are out there, Public Works Management & Policy, 2 (3), pp.267-273.
 - 21) International City/county Management Association (2001), Brownfields Development, pp.2-5, The superfund Brownfield Research Institute.
 - 22) U. S. Environmental Protection Agency (1989), Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A) Interim Final, EPA/540/1-89/002.
 - 23) U. S. Environmental Protection Agency (2002), "Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act" signed into law January 11, 2002, Public Law 107-118 (H.R. 2869) .

第3章 土壌汚染に起因する事業者・社会・経済への影響の評価

3-1 3章の概要と構成

土壌汚染の存在、もしくはその存在可能性により生じるブラウンフィールドが、事業者・社会・経済に与える影響を定量化するモデルを作成し、日本のデータを適応することで、将来、日本における影響を定量的に評価した。

最初に3-2にて、日本におけるブラウンフィールド問題の現状の概要と既往研究について述べる。次に、3-3では、本章の目的を述べ、ブラウンフィールドによる事業者、社会、経済への影響を評価する指標について定義する。また、3-4では、ブラウンフィールドの一般的な定義と、本研究におけるブラウンフィールドの定義を、3-5では評価モデルを、3-6ではモデルで使用するデータについて述べる。そして、3-7～3-9では評価結果を述べる。具体的には、3-7では事業者に対する影響の評価結果を、3-8では社会に対する影響の評価結果を、3-9では日本経済に対する評価結果を述べる。最後に3-10で、総括をし、3-11で本推定に関する注意事項について述べた。

本章は、Brownfields2006 (3-5,3-6,3-8)、不動産学会平成18年度秋季全国大会 (3-5,3-6,3-7) および環境経済政策学会2005年会 (3-5,3-6) での講演を内容、不動産学会誌に投稿中の論文内容 (3-5,3-6,3-8)、および未発表の内容 (3-7,3-9) を含んでいる。

3-2 ブラウンフィールドに関する定義と既往研究

3-2-1 一般的なブラウンフィールドの定義

ブラウンフィールドが指す意味は国や分野により異なるが、一般には、「土壌汚染の存在もしくはその存在する可能性が原因となり、事業所跡地が再開発されず遊休地、もしくは低利用地となっているサイト」と認識されている。法によりブラウンフィールド定義が定められているアメリカでは、2002年に Small Business Liability Protection Act 法¹⁾によって「汚染の存在、もしくはその存在する可能性によって、再開発、再利用、拡張が困難になっている不動産」と定義している。

一方、欧州ではブラウンフィールドの定義は、アメリカの定義より広義になる傾向にあるが、明示されたものはない。例えば、Alker らは、ブラウンフィールドの定義について、様々な角度から分析をし、ブラウンフィールドに関連する5つの要素を挙げている²⁾。その要素とは、①「土壌汚染が存在もしくは存在する可能性があり」、②「かつて（商業・工業的に）利用されており」、現在、③「利用されておらず」、④「放置されており」、⑤「都市もしくは郊外に位置する」としており、この中の②、③、④、⑤が必須条件としている。そのため、Alker らの定義では、土壌汚染の可能性がないサイトでも他の条件を満たせば、ブラウンフィールドと呼ばれることになる。

以降、本研究で扱うブラウンフィールドは、「土壌汚染の存在もしくはその存在する可能性が原因となり、事業所跡地が再開発されず遊休地、もしくは低利用地となっているサイト」という、アメリカの定義を基本とする。

3-2-2 ブラウンフィールドの位置付け

土壌汚染の可能性のある土地（以下、Potentially Contaminated Site : PCS、）は、実際に事業所を廃止する場合に、土壌汚染に関する事項により図 3-1 に示した4つの土地に分類できる。

- ① 「土壌汚染の存在する可能性が原因となり生じるブラウンフィールド」（以下、調査前ブラウンフィールド）：

これは、調査が実施される前にブラウンフィールド（売れない土地）となるケースである。このケースは、土地の需要よりも土地の供給が多い地域（つまり、土地が余っている地域）で発生すると考えられる。PCS 以外に、汚染の可能性がない代替地が多数存在する場合、土地購入者は PCS の購入を選択しないと考えられる。そのため、土壌調査

を実施する前の段階（つまり、土壌汚染の有無が不明の状態）で、代替地が選択され、その結果、土壌汚染の存在する可能性があるだけで、売却できず、遊休地もしくは低利用地であるブラウンフィールドサイトとなる。土地売却者は、この状況を打開するためには、所有地について土壌調査を実施しなければならない。

残りの3つは、実際に土壌調査が実施された場合に分類される。これらのサイトの多くは、土地の需要が供給よりも多い地域において、発生すると考えられる。

② 土壌汚染がない土地：

PCSにおいて、土壌調査を実施した結果、土壌汚染が確認されなかったサイトである。

③ 土壌汚染があるが浄化・再開発できる土地：

PCSにおいて、土壌調査を実施した結果、土壌汚染が確認されたサイト（以下、Contaminated Site：CS）であり、かつ土壌汚染対策費用が土地価格に対して対策費用負担者の許容できる割合（以下、Acceptable Burden Ratio：ABR）よりも低いため、浄化・再開発が可能なサイトである。

④ 「実際の土壌汚染の存在が原因となり生じるブラウンフィールド」（以下、調査後ブラウンフィールド）：

PCSにおいて、土壌調査を実施した結果、CSであり、かつ土壌汚染対策費用がABRを超えたことから、売却・再開発等が断念されたサイトである。

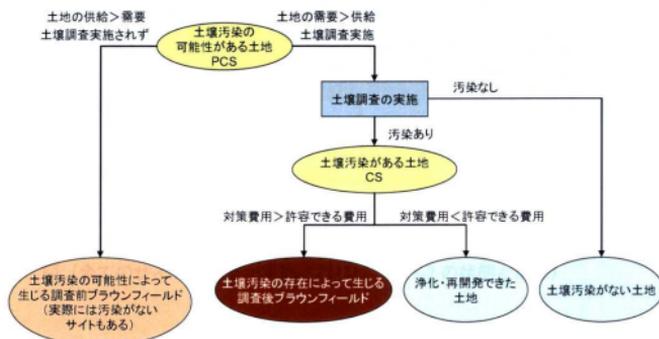


図 3-1 ブラウンフィールドの発生要因による分類

全ての PCS において土壤調査が実施された場合、PCS、CS、および調査後ブラウンフィールドの数は、図 3-2 のような関係にあると考えられる。一方、現実には、土地の需要より供給が上回っている地域があれば、PCS において調査が実施されないため、図 3-3 に示すような分布となる可能性が高い。

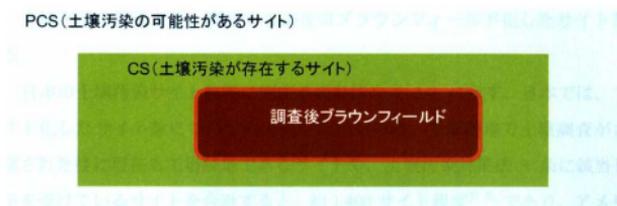


図 3-2 全 PCS が調査された場合の PCS、CS、調査後ブラウンフィールドの分布概念図

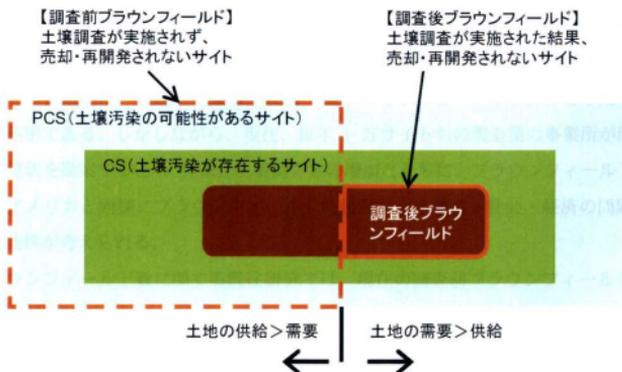


図 3-3 一部の PCS が調査された場合の PCS、CS、調査後ブラウンフィールドの分布概念図（全てのサイトの調査が実施されれば、図 3-2 の状態となる）

3-2-3 ブラウンフィールド数に関する既往研究

既往研究におけるアメリカのブラウンフィールド数の推定結果、方法について表 3-1 にまとめた。全米での推定値は、U.S.E.P.A.³⁾ および Simons⁴⁾ らにより算出されており、50 万～100 万サイトとなっている。U.S.E.P.A.の推定方法は、詳細は記載されていないが、現存する調査前ブラウンフィールド化したサイト数を推定している。また、Simons らによる推定方法は、土地利用の変遷より、現存する調査前ブラウンフィールド化したサイト数を推定している。

一方、日本の土壌汚染サイト数等に関する統計値を表 3-2 に示す。日本では、ブラウンフィールド化したサイト数についての研究はないものの、工場跡地で土壌調査がされた汚染が確認された後に現在も工場跡地であるサイトや、土壌汚染対策法 3 条に該当したが調査の猶予を受けているサイトを合計すると、約 1,400 サイト程度^{5) 6)} であり、アメリカと比較して少ない。これは、土壌環境センターが土壌汚染の可能性のあるサイトとして推定した 90 万サイトに比較して、実際に土壌調査が実施されているのは、その 1%～2%であることが主な原因と考えられる^{7) 8)}。

1980 年代から土壌汚染問題に取り組んでいるアメリカと比較して、日本では 2003 年に土壌汚染対策法が施行され、まだ数年しか経過していない。そのため、人の健康影響を防止するための法規制が、今後、事業者・社会・経済に対してどのような影響を与えるかについては不明である。しかしながら、現在、毎年 1 万サイトもの製造業の事業所が閉鎖されている現状を勘案すると⁹⁾、将来、土壌調査数の増加とともに、ブラウンフィールド数が増加し、アメリカと同様にブラウンフィールドに起因する事業者・社会・経済の問題が発生する可能性が考えられる。

ブラウンフィールド数に関する既往研究では、現在の調査前ブラウンフィールド数に関する研究が主であり^{3) 4)}、調査後のブラウンフィールド数、潜在的なブラウンフィールド数を推定に関する研究はない。

表 3-1 アメリカにおけるブラウンフィールド数の推定に関する研究

対象	サイト数	方法	年度	調査者
現存する（調査前）ブラウンフィールド	50万～100万サイト （35万～70万サイトが汚染有）	方法は記載なし	2004	U.S.E.P.A. ³⁾
現存するブラウンフィールド	24,000 サイト	244の市町村で実際のブラウンフィールド数を数えた	2003	U.S. Conference of Mayors ¹⁰⁾
現存するブラウンフィールド	75,000 サイト	31の大都市で土地利用の変遷からブラウンフィールド推定	1998	Simons ⁴⁾
現存するブラウンフィールド	50万～60万サイト	全米での推定地（上記の割合より推定）	1998	Simons ⁴⁾

表 3-2 日本における土壌汚染サイトに係る統計値

対象	サイト数	方法	年度	調査者
土壌汚染の可能性があるサイト	90万サイト	製造業、クリーニング業等の数を数える	2000	土壌環境センター ⁷⁾
潜在的な汚染サイト数	30万サイト	上記に汚染の発生確率の推定値を乗じている	2000	土壌環境センター ⁷⁾
実施された土壌調査数	3,677 サイト （1906 サイト汚染有）	1975年～2005年に自治体に届出があった件数	2006	環境省 ¹¹⁾
実施された土壌調査数	9560 サイト	2004年、2005年に土壌環境センター会員企業の統計	2006	土壌環境センター ⁸⁾
調査後ブラウンフィールド？ （工場跡地で土壌調査がされた後に現在も工場跡地）	451 サイト	1975年～2005年に自治体に届出があった件数	2006	環境省 ²⁾
調査前ブラウンフィールド？ （土壌汚染対策法3条に該当したが調査の猶予を受けているサイト）	983 サイト	2003年～2005年に自治体に届出があった件数	2006	環境省 ¹¹⁾

3-3 本研究で対象とするブラウンフィールドの定義

本研究では、前述のブラウンフィールドの分類のうち、すべての PCS において調査がされたと仮定して、その場合の調査後ブラウンフィールド数を対象とした（図 3-2 に示した調査後ブラウンフィールド）。

そのため、本研究の推定値は、「実際に土壌汚染がない、もしくは対策費用が許容比率以下のため、調査をすれば調査後ブラウンフィールドにならないが、土地の供給が需要を上回っているため調査をしていない “調査前ブラウンフィールド” の数」、は含まれていないことに注意が必要である。

以下、本研究における「ブラウンフィールド」を、以下の条件を満たしたサイトと定義する。

本研究におけるブラウンフィールドの定義

- ① PCS (Potentially Contaminated Site : 土壌汚染の可能性のあるサイト) である
- ② 土地の需要と供給に係らず、全ての PCS において土壌調査されたと仮定（調査前ブラウンフィールドは考慮しない）
- ③ PCS が CS (Contaminated Site : 土壌汚染が確認された汚染サイト) になる条件として、土壌汚染が存在する
- ④ CS がブラウンフィールドになる条件として、土地価格に対する土壌汚染対策費用の比率が、土壌汚染対策費用負担者の土地価格に対して土壌汚染対策費用を許容できる比率 (Acceptable Burden Ratio (以下、ABR)) を上回るサイト※ (例えば、土地価格が 10 億円、土壌汚染対策費用が 3 億円のサイトでは、土壌汚染対策費用負担者の ABR が 0.3 未満であれば、この土地はブラウンフィールドとなり、ABR が 0.3 以上であれば、売却できることとなる。))

3-4 本研究の目的と評価指標

本章では、土壌汚染に起因したブラウンフィールドによる日本の事業者・社会・経済への影響を定量的に評価することを目的とした。そのための指標を以下に記述する。

3-4-1 事業者への影響の評価指標

土壌汚染に起因したブラウンフィールドによる事業者への影響の評価指標として、「業種別、地域別のブラウンフィールド発生確率」を用いる。これは事業者が所有地である PCS（本研究では、PCS として全ての製造業、ガソリンスタンド、クリーニング店を対象としている：後述）を廃止し土壌調査を実施した場合に、ブラウンフィールドになる確率である。加えて、ブラウンフィールド発生確率を推定することで、個々の事業者の所有地がブラウンフィールドになりやすい要素を分析し、影響が大きい要因を特定する。

3-4-2 社会への影響の評価指標

土壌汚染に起因したブラウンフィールドによる社会への影響の評価指標として、潜在的なブラウンフィールド数を用いる。ここで潜在的なブラウンフィールド数とは、対象地域の全ての PCS が廃止され、土壌調査が実施された場合に、その地域において調査後ブラウンフィールドとなるサイト数である。社会への影響の指標として、潜在的なブラウンフィールド数を用いる理由は、ブラウンフィールド数の増加は、2-4-2 で述べたように、治安の悪化、再開発の停滞による地域の雇用・税収・人口の減少とそれに伴う都市自体の活気の低下といった社会への影響の原因となるからである¹²⁾。

まず、日本全体の潜在的なブラウンフィールド数を推定し、アメリカのブラウンフィールド数と比較することで、日本においてブラウンフィールド問題の影響の大きさを相対的に評価した。次に、地域（都道府県）・業種・規模別に算出し、ブラウンフィールドが問題となりやすい都道府県・業種・規模を推定した。

3-4-3 経済への影響の評価指標

土壌汚染に起因したブラウンフィールドによる経済への評価指標としては、「日本における潜在的なブラウンフィールドの面積、およびこれらの汚染を浄化するために必要な費用」を用いる。これは、ブラウンフィールド問題が生じた場合に未・低利用地となる面積を把握し、浄化に必要な費用を算出することで、将来、日本において生じる経済への影響の大きさを把握する。

これは、日本の全ての PCS が廃止され、土壌調査が実施された場合に、発生するブラウンフィールドの面積であり、ブラウンフィールドを再活用するために必要な費用である。

3-5 モデル

ここでは、3-4 節で定義したブラウンフィールドについて、3-3 節で述べた指標を算出するためのモデルの全体像について述べる（図 3-4）。各計算の詳細については、以降の小節で説明する。

まず、①事業者への影響を評価するために、PCS に土壌汚染が発生する確率および CS がブラウンフィールドとなる確率をそれぞれ算出し、これに乗じることでブラウンフィールド発生確率（以下、BF 発生確率）を算出した。ここで、BF 発生確率は、地価を変数として算出、および都道府県別の地価の分布を考慮した都道府県別の BF 発生確率を算出した。

また、②社会への影響を評価するため、地域 A の BF 発生確率に地域 A の PCS 数を乗じることで、地域 A の潜在的なブラウンフィールドサイト数を算出した。ここで、潜在的なブラウンフィールドサイト数は、日本全体、都道府県毎、業種別および事業所規模別に算出した。

最後に、③経済への影響を論じるため、この潜在的なブラウンフィールドサイト数に対して、面積、汚染土量および対策費用を乗じることで、潜在的なブラウンフィールドサイトの面積、浄化費用等を算出できる。これらの潜在的なブラウンフィールド面積、およびブラウンフィールドサイトの浄化費用は、日本全体で算出した。

表 3-3 に 算出する各指標のレベルを示した。

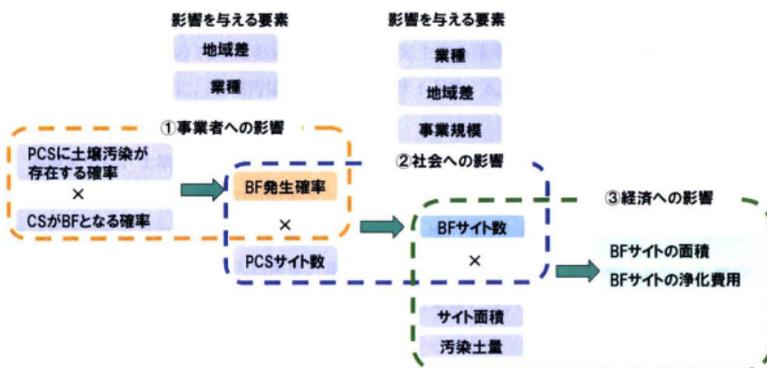


図 3-4 モデルの概念図

表 3-3 算出する指標のレベル

対象	評価指標	対象レベル
事業者への影響	ブラウンフィールド発生確率	個々の事業者
		都道府県別
社会への影響	ブラウンフィールド数	日本全体
		都道府県別
		業種別
		事業者規模別
経済への影響	ブラウンフィールド面積	日本全体
	ブラウンフィールド浄化費用	日本全体

3-5-1 PCS に土壤汚染が存在する確率

PCS（土壤汚染の可能性のある土地）に土壤汚染が存在する確率は、以下の数式 3-1 で算出できる。

$$h_o = \left(\frac{a_o}{b_o} \right) \quad \text{数式 3-1}$$

ここで、 h_o ：業種 o の PCS において土壤汚染が発生する確率、 a_o ：業種 o の PCS で土壤汚染調査を実施した際に、土壤汚染が確認されたサイト数、 b_o ：業種 o の PCS で土壤汚染調査を実施したサイト数、 o ：業種である。

本研究では、土壤汚染は一般に移動性が低く局所的に存在することから、PCS に土壤汚染が存在する確率は、周辺の汚染地等から対象となる PCS に土壤汚染が広がってくる可能性は低く、PCS にのみ依存すると仮定し、PCS に土壤汚染が存在する確率 (h_o) には地域差はないとした。実際には、人口密度、事業者の規模、環境に対する姿勢等により、土壤汚染発生確率は影響受けると考えられるが、ここでは考慮しないこととした。

3-5-2 CSがブラウンフィールドとなる確率の算出方法

3-5-2-1 CSがブラウンフィールドとなる確率の算出方法（個別サイト）

本研究では、CS（土壌汚染が確認されたサイト）がブラウンフィールドとなるのは、土地価格に対する土壌汚染対策費用の比率が、ABRを超過した場合と定義した（図3-5）。個別サイトごとの、土地価格に対する土壌汚染対策費用の比率の確率密度分布は次式で算出できる。ここでは、個別のCSがブラウンフィールドとなる確率を計算するため、土地価格を変数としている。

$$j_o(k) = \frac{i_o \times Cost}{k} \quad \text{数式 3-2}$$

ここで、 $j_o(k)$ ：業種 o の土地価格に対する土壌汚染対策費用の比率の確率密度関数（円/円）、 i_o ：業種 o のCSにおける単位面積当たりの想定汚染土量の確率密度関数（ m^3/m^2 ）、 $Cost$ ：単位汚染土壌当たりの対策費用（円/ m^3 ）、 k ：単位面積当たりの土地価格（円/ m^2 ）である。

なお、単位汚染土壌当たりの対策費用は、汚染土壌量によって変化すると考えられるが、ここでは定数として取り扱う。また、土地価格についても、土地の面積、立地等により変化すると考えられるが、ここでは定数として取り扱う。

次に、土地価格に対する土壌汚染対策費用の比率の確率密度分布（ $j_o(k)$ ）が、ABRを超過する確率、つまりCSがブラウンフィールドとなる確率は、次式で計算できる。

$$BF_o(z, k) = \text{prob}(j_o(k) > z) \quad \text{数式 3-3}$$

ここで、 z ：ABR（円/円）、 $BF_o(z, k)$ ：業種 o のCSがブラウンフィールドとなる（ $j_o(k)$ が z を超過する確率）である。

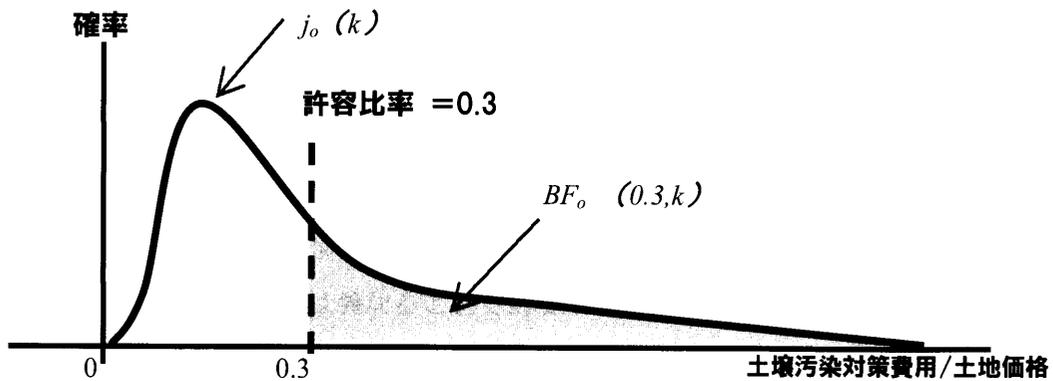


図 3-5 $BF_o(z, k)$ の算出の概念図

3-5-2-2 CS がブラウンフィールドとなる確率の算出方法（地域）

対象地域の全 CS における、土地価格に対する土壌汚染対策費用の比率の確率密度分布は次式で算出できる。ここでは、対象地域の CS がブラウンフィールドとなる確率を計算するため、土地価格に対象地域の CS の確率密度分布を用いる。

$$j_{o,w} = \frac{i_o \times Cost}{kp_w} \quad \text{数式 3-4}$$

ここで、 $j_{o,w}$ ：業種 o 、地域 w の土地価格に対する土壌汚染対策費用の比率の確率密度関数（円/円）、 kp_w ：地域 w の単位面積当たりの土地価格の確率密度関数（円/m²）、 w ：対象地域、である。

次に、対象地域の全 CS における、土地価格に対する土壌汚染対策費用の比率の確率密度分布 ($j_{o,w}(i, k)$) が ABR を超過する確率、つまり CS がブラウンフィールドとなる確率は、次式で計算できる。

$$BF_{o,w}(z) = \text{prob}(j_{o,w} > z) \quad \text{数式 3-5}$$

ここで、 z ：ABR（円/円）、 $BF_{o,w}(z)$ ：業種 o 、地域 w の CS がブラウンフィールドとなる ($j_{o,w}$ が z を超過する確率) である。

3-5-2-3 CSにおける単位面積当たりの汚染土壌量の算出

ここでは、CSがブラウンフィールドとなる確率の算出（数式3-2, 数式3-4）に必要なCSにおける単位面積当たりの想定汚染土量の確率密度関数の算出方法について述べる。

汚染サイトにおける想定汚染土量を算出することは、非常に難しい。その理由は大きく3つある。一つは、汚染物質の種類、使用量、使用年数、使用方法、管理方法により、土壌中に付加されている汚染物質量は異なることである。二つ目は、水文地質状況により、土壌中に付加された汚染物質の拡散状況が異なることである。最後は、各国により規制物質、基準値や分析方法が異なるため、“汚染土壌”の定義が各国によって異なることである。

本研究では、各国による基準値・分析方法の違いについては、日本の基準値での汚染土壌量を前提するため考慮しないこととし、付加された汚染土壌物質およびその拡散状況については、サイト毎に異なることを前提として、統計的な処理を用いて表現した。

まず、実際のCSにおける単位面積当たりの汚染土量を次式で計算し、単位面積当たりの汚染土量の分布を得た。

$$x_{o,n} = \left(\frac{c_{o,n}}{A_{o,n}} \right) \quad \text{数式 3-6}$$

ここで、 $x_{o,n}$ ：業種 o の汚染サイト n における単位面積当たりの汚染土量 (m^3/m^2)、 $c_{o,n}$ ：業種 o の汚染サイト n での汚染土量 (m^3)、 $A_{o,n}$ ：業種 o の汚染サイト n の面積 (m^2)、である。

次に、得られた $x_{o,n}$ の分布に、最も適合する確率密度関数をフィッティングすることで、CSにおける単位面積当たりの想定汚染土量の確率密度関数を得た。

$$i_o = \text{fit}(\text{dis}(x_o)) \quad \text{数式 3-7}$$

ここで、 i_o ：業種 o のCSにおける単位面積当たりの想定汚染土量の確率密度関数 (m^3/m^2)、 $\text{dis}(x_o)$ ：業種 o の実際の x_o の頻度分布 (m^3/m^2) である。

3-5-3 ブラウンフィールド発生確率

PCS がブラウンフィールドとなる確率は、PCS が CS となる確率と CS がブラウンフィールドとなる確率の積で得られる。個別サイトにおけるブラウンフィールド発生確率の計算式を数式 3-8 に、対象地域のブラウンフィールド発生確率の計算式を数式 3-9 示す。

$$BFRisk_o(z, k) = BF_o(z, k) \times h_o \quad \text{数式 3-8}$$

$$BFRisk_{o,w}(z) = BF_{o,w}(z) \times h_o \quad \text{数式 3-9}$$

ここで、 $BFRisk_o(z, k)$ ：業種 o 、地価が k のサイトにおける、ABR が z の場合の、個別サイトブラウンフィールド発生確率、 $BFRisk_{o,w}(z)$ ：業種 o 、地域 w における、ABR が z の場合の、サイトブラウンフィールド発生確率である。

3-5-4 潜在的なブラウンフィールド数の推定

対象地域の潜在的なブラウンフィールド数は、対象地域の業種毎、事業所規模別の PCS 数に、都道府県・業種毎のブラウンフィールド発生確率を乗じることで算出できる。

$$BFN_{o,w,A}(z) = BFRisk_{o,w}(z) \times PCSN_{o,w,A} \quad \text{数式 3-10}$$

ここで、 $BFN_{o,w,A}(z)$ ：ABR が z の場合の、業種 o 、地域 w 、事業所の規模 A の潜在的なブラウンフィールド数、 $PCSN_{o,w,A}$ ：業種 o 、地域 w 、事業所の規模 A の PCS 数、 A ：事業所の面積もしくは従業員規模、である。

3-5-5 潜在的なブラウンフィールド面積の推定

対象地域の潜在的なブラウンフィールドの面積は、対象地域の地域別、業種毎、事業所の規模毎のブラウンフィールド数に、地域別の事業所の規模毎の平均面積を乗じることで算出できる。

$$BFA_{o,w,A}(z) = BFN_{o,w,A}(z) \times Area_{w,A} \quad \text{数式 3-11}$$

ここで、 $BFA_{o,w,A}(z)$ ：ABR が z の場合の、業種 o 、地域 w 、事業所の規模 A の潜在的なブラウンフィールド面積、 $Area_A$ ：事業所の規模 A の平均面積、である。

なお、対象サイトがブラウンフィールドとなる場合、対象地全体がブラウンフィールドとなると仮定した。

3-5-6 潜在的なブラウンフィールドサイトの浄化費用の推定

対象地域の潜在的なブラウンフィールドの浄化費用は、対象地域の地域別、業種毎、事業所の規模毎のブラウンフィールド面積に、対象地域のブラウンフィールド化した平均的な土地の想定汚染土量および対策単価を乗じることで算出できる。

$$BFCost_{o,w,A}(z) = BFA_{o,w,A}(z) \times iBF_{o,w} \times Cost \quad \text{数式 3-12}$$

ここで、 $BFCost_{o,w,A}(z)$ ：ABR が z の場合の、業種 o 、地域 w 、事業所の規模 A の潜在的なブラウンフィールドの浄化費用、 $iBF_{o,w}$ ：業種 o 、地域 w の対象地域のブラウンフィールド化した土地の想定汚染土量の期待値 (m^3/m^2)、である。

3-6 使用データ

本研究では、解析の対象とする業種として、製造業、ガソリンスタンド、クリーニング店を選択した。これらの業種が日本における PCS（土壤汚染の可能性のある土地）の約 9 割を占めていることから、廃棄物処分場、自動車整備業、研究施設、自衛隊・米軍基地等については、今回は考慮しなかった。

製造業の事業所数は、最も多かった 1983 年と比較して、2003 年度にはその約 1/3 に当たる約 25 万サイトの事業所が廃止され、その多くは土壤調査が実施されないまま、別の用途に利用されている。これらのサイトについても土壤汚染の可能性のある PCS として該当すると判断したことから、PCS 数については、製造業、ガソリンスタンド、クリーニング店の数が、過去および現在で最も多かった年度の PCS 数を用いた。また、地価については、平成 17 年度地価公示を用いて評価した。

3-6-1 土壌汚染存在確率に関するデータ

3-6-1-1 製造業に関するデータ

製造業における土壌汚染存在確率のデータは、環境省⁶⁾の統計データを基本に算出した。2004年までに地方自治体に報告があった土壌汚染調査結果より、製造業の業種毎に算出した土壌汚染存在確率(h_o)に係るデータ⁶⁾、および1998年から2003年の期間に減少した事業所数¹³⁾に対する同期間に報告された土壌汚染調査数⁵⁾¹⁴⁾の割合(以下、調査報告率)を製造業の業種毎にまとめたものを表3-4に示す。

製造業の業種毎の土壌汚染が存在する確率は、飲料・飼料・たばこ製造業および木材・木製品製造業を除いて、60%~100%の範囲であった。また、調査報告率は、最も高い化学工業で13.3%、最も低い衣服・その他繊維製品製造業で0.03%、全業種平均で0.52%と業種により異なった。調査報告率が低い業種は、資料等調査の結果、有害物質を使用していないと判断された場合、土壌汚染調査の結果、汚染がないと判断された場合においては、地方自治体に報告していないケースが多いためと考えられる。そこで、本研究では平均値より調査報告率が低い場合は、なんらかの調査を実施したが汚染の可能性もしくは汚染がないと判断されたと仮定して、次式で補正した。

$$\left\{ \begin{array}{l} DP_o^{1998-2003} > DP_{total}^{1998-2003}, \quad h_o' = h_o \\ DP_o^{1998-2003} \leq DP_{total}^{1998-2003}, \quad h_o' = h_o \times \frac{DP_o^{1998-2003}}{DP_{total}^{1998-2003}} \end{array} \right. \quad \text{数式 3-13}$$

ここで、 $DP_o^{1998-2003}$: 1998年から2003年の業種 o の調査報告率、 $DP_{total}^{1998-2003}$: 1998年から2003年の全製造業の調査報告率、 h_o' : 業種 o の補正後の土壌汚染存在確率、である。

補正の結果を、表3-4に示す。ここで、補正後の土壌汚染存在確率が50%未満の業種を、汚染の可能性が少ない製造業1、50%以上の業種を汚染の可能性が高い製造業2とし、平均値(製造業1:11%、製造業2:67%)を用いて以降の解析を行った。

そのため製造業に関しては、数式3-8、数式3-9における h_o に補正後の h_o' を用いた。

表 3-4 製造業の業種ごとの土壌汚染存在確率と調査事例報告率

	業種 (製造業)	調査事例 数 ^{5) 14)} (b_o)	調査報告率 ¹³⁾ $DP_o^{1998-2003}$	土壌汚染存在確率	
				(h_o) 補正前 ⁶⁾	(h_o') 補正後
製造業 1	食料品	16	0.14%	69%	19%
	飲料・飼料・たばこ	3	0.19%	33%	12%
	繊維工業	26	0.12%	85%	20%
	衣服・その他の繊維製品	7	0.03%	100%	6%
	木材・木製品	11	0.03%	45%	3%
	家具・装備品	3	0.10%	100%	20%
	パルプ・紙・紙加工品	5	0.14%	60%	17%
	出版・印刷・同関連産業	23	0.10%	83%	17%
	なめし革・同製品・毛皮	6	0.12%	83%	20%
	その他	9	0.05%	78%	7%
	合計	109	0.09%	76%	11%
製造業 2	プラスチック製品	19	0.32%	79%	50%
	化学工業	164	13.31%	66%	*66%
	石油製品・石炭製品	13	4.49%	69%	*69%
	ゴム製品	13	0.50%	62%	60%
	窯業・土石製品	50	0.66%	78%	*78%
	鉄鋼業	59	2.46%	75%	*75%
	非鉄金属	90	4.90%	68%	*68%
	金属製品	236	0.71%	67%	*67%
	一般機械器具	98	0.49%	72%	69%
	電気機械器具	252	1.29%	65%	*65%
	輸送用機械器具	153	3.10%	65%	*65%
	精密機械器具	53	1.73%	79%	*79%
		合計	1,200	1.13%	68%
	全体	1,309	0.52%	69%	46%

※) 武器製造業については、事例数が少ないため対象外とした。また、*は補正をしないことを示す。

※ 太字は製造業1、製造業2の中の最大値を、イタリック体字は最小値を示す。

3-6-1-2 ガソリンスタンド・クリーニング店に関するデータ

クリーニング店における土壌汚染存在確率のデータは、環境省⁶⁾の統計データより、ガソリンスタンドにおける土壌汚染存在確率のデータは、首都圏の自治体に届出が確認されたデータ¹⁵⁾より算出した。算出された土壌汚染存在確率を表3-2に示す。

ガソリンスタンドについては、調査事例数が全数ではないため、調査報告率による補正は実施しなかった。また、クリーニング店は、調査報告率が0.92%であり、製造業の平均を超えていたため、ここでは補正は実施しなかった。

表 3-5 ガソリンスタンド・クリーニング店の土壌汚染存在確率と調査事例報告率

業種（製造業）	調査事例数 (b_o)	調査報告率	土壌汚染存在確率 (h_o)
ガソリンスタンド ¹⁵⁾	51	—	33%
クリーニング店 ⁶⁾	147	0.92%	61%

3-6-2 PCS における想定汚染土量に関するデータ

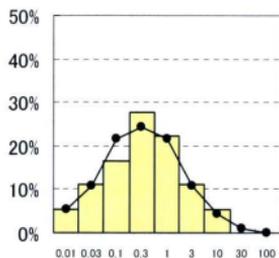
PCS における想定汚染土量に関するデータは、首都圏の製造業の跡地で実際に土壤汚染調査が実施され、土壤汚染が確認された 165 事例¹⁵⁾ より得た。

想定汚染土量は、有害物質の使用量、期間、物質等に大きな影響を受ける。そのため、想定汚染土量に関するパラメータ (x_n) の分布は、土壤汚染存在確率が 50%未満である汚染の可能性が少ない製造業（以下、製造業 1）、50%以上である製造業（以下、製造業 2）、クリーニング店・ガソリンスタンドの 3 つに分けて算出し、その分布を確率密度関数として対数正規分布にフィッティングした。ここで、クリーニング店 ($n=8$)、ガソリンスタンド ($n=14$) については母数が少なく、かつ、ヒストグラムが類似していたため、両者の事例を合わせたデータにより解析を実施した。

その結果を表 3-6 に示す。製造業 1 に関しては幾何平均値 $0.17\text{m}^3/\text{m}^2$ を、製造業 2 に関しては幾何平均値 $0.23\text{m}^3/\text{m}^2$ 、クリーニング店・ガソリンスタンドに関しては $0.89\text{m}^3/\text{m}^2$ を得た。製造業 1、製造業 2、およびクリーニング店、ガソリンスタンドの合計した x_n のヒストグラムと確率密度関数を図 3-6~図 3-8 に示す。

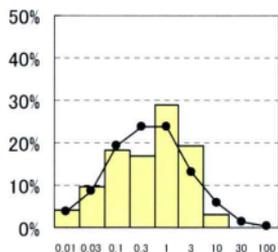
表 3-6 想定汚染土量に関するパラメータ

	GM (幾何平均値)	GSD (幾何標準偏差)	P 値	N
製造業 1	$0.17 \text{ m}^3/\text{m}^2$	5.9	0.64	18
製造業 2	$0.23 \text{ m}^3/\text{m}^2$	6.0	0.08	125
クリーニング店・ ガソリンスタンド	$0.89 \text{ m}^3/\text{m}^2$	3.0	0.35	22



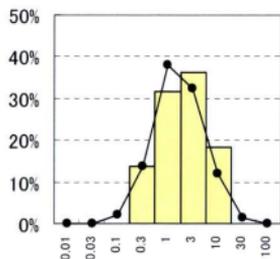
単位面積当たりの汚染土量 (m³/m²)

図 3-6 単位面積当たりの汚染土量のヒストグラムと確率密度関数 (製造業 1)



単位面積当たりの汚染土量 (m³/m²)

図 3-7 単位面積当たりの汚染土量のヒストグラムと確率密度関数 (製造業 2)



単位面積当たりの汚染土量 (m³/m²)

図 3-8 単位面積当たりの汚染土量のヒストグラムと確率密度関数 (クリーニング&ガソリンスタンド店)

3-6-3 土壤汚染対策費用データ

現在の土壤汚染対策法では、対策方法は汚染土壤を除去する方法や汚染土壤を残したままリスクを管理する方法等が認められており¹⁶⁾、対策方法により対策単価も大きく変わる。土壤環境センターの統計によると、対策方法として汚染土壤の掘削除去が最も多く採用されており、全体の75%に上る²⁾。そのため、本章では、対策方法として掘削除去を想定した。現在、掘削除去後、埋め立て処分を実施すると汚染土壤 1m³ 当り 45,000 円～55,000 円（比重 1.8g/cm³ で算定）の処理費用がかかるといわれている¹⁷⁾。これは、汚染土壤量および処分地との距離によって変化する。汚染土壤量が少ない場合、工事費が割高になるため単価は上昇する。また、処分地と汚染地の距離が離れていれば、単価は上昇する。近年処理単価が徐々に安価になっていることを勘案し、単位汚染土壤当たりの対策費用としては 40,000 円/m³ を用いた。

3-6-4 土地価格データ

土地価格は、個別サイトについて算出する場合（数式 3-2）は、変数として 100 円/m²~100 万円/m²までの値を採用した。また、地域について算出する場合（数式 3-4）は、平成 17 年地価公示（国土交通省）のデータを用い、都道府県毎の地価の分布に対して、対数正規分布を仮定した確率密度関数をフィッティングし、各都道府県の PCS の土地価格の分布とした。

製造業およびガソリンスタンドに関しては、位置する可能性が高いと考えられる工業専用地、準工業地、商業地のデータを、クリーニング店については、商業地のデータを用いて解析を行った¹⁸⁾。使用したデータを、図 3-9、図 3-10、表 3-7 に示す。

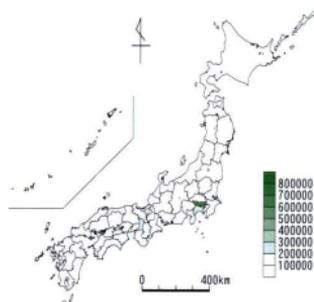


図 3-9 都道府県別の地価の幾何平均値の分布（工業専用地、準工業地、商業地）（円/m²）
製造業 1、製造業 2、ガソリンスタンドに使用

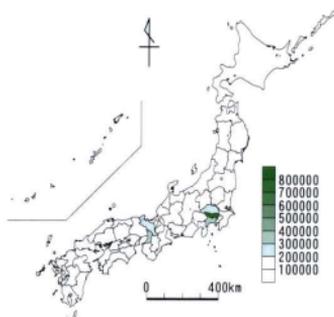


図 3-10 都道府県別の地価の幾何平均値の分布（商業地）（円/m²）クリーニングに使用

表 3-7 解析に使用した地価の確率密度関数 (円/m²)

	工業専用地、準工業地、商業地を含む		商業地のみ	
	GM (幾何平均値)	GSD (幾何標準偏差)	GM	GSD
北海道	52,559	2.4	65,139	2.2
青森県	57,349	2.1	70,468	1.9
岩手県	91,198	1.9	96,169	1.9
宮城県	86,787	2.9	106,712	2.9
秋田県	54,165	2.0	55,176	2.1
山形県	55,031	1.9	59,298	1.9
福島県	53,140	1.9	62,593	1.8
茨城県	57,620	1.7	66,660	1.6
栃木県	67,756	1.8	84,359	1.7
群馬県	67,219	1.7	74,832	1.7
埼玉県	166,348	2.2	209,173	2.2
千葉県	100,735	2.8	141,429	2.9
東京都	645,168	2.7	801,534	2.7
神奈川県	244,186	1.9	311,518	1.7
新潟県	65,301	2.0	74,514	1.9
富山県	60,741	2.1	82,969	1.8
石川県	83,802	1.9	97,449	2.0
福井県	86,658	1.8	97,114	1.8
山梨県	63,945	1.6	66,761	1.6
長野県	74,223	1.9	79,352	1.8
岐阜県	73,813	1.7	83,077	1.7
静岡県	103,470	3.4	121,194	1.7
愛知県	129,041	2.0	170,645	2.0
三重県	59,160	1.8	75,941	1.6
滋賀県	63,505	2.0	75,120	1.9
京都府	197,492	2.0	245,730	2.0
大阪府	212,924	2.2	324,934	2.0
兵庫県	152,199	2.2	199,395	2.1
奈良県	103,048	1.8	126,007	1.8
和歌山県	98,940	1.6	104,582	1.6
鳥取県	61,332	1.8	65,595	1.9
島根県	63,736	2.1	65,197	2.1
岡山県	80,385	1.9	99,939	1.9
広島県	142,428	2.4	185,430	2.2
山口県	69,546	1.8	82,888	1.7
徳島県	117,112	2.0	154,294	1.7
香川県	84,104	2.0	102,812	1.9
愛媛県	91,795	2.0	108,019	1.7
高知県	117,609	2.1	121,781	2.0
福岡県	117,920	2.6	147,152	2.5
佐賀県	66,864	1.8	73,533	1.8
長崎県	93,019	2.1	103,907	2.1
熊本県	94,054	2.4	108,459	2.3
大分県	83,022	1.8	93,922	1.8
宮崎県	57,412	1.9	60,346	1.9
鹿児島県	84,302	2.5	84,066	2.6
沖縄県	108,862	1.8	114,355	1.7

3-6-5 PCS サイト数

製造業の PCS サイト数は、工業統計調査「産業編」より、過去および現在で、製造業の事業所数が最も多かった 1983 年（780,253 サイト）のデータ¹⁴⁾を用い、業種別、都道府県別に算出した。

また、本研究ではガソリンスタンドのデータは、資源エネルギー庁「エネルギー生産・需給統計年報：石油・石炭・コークス」より事業所数が最も多かった 1997 年のデータ¹⁹⁾を、クリーニング店のデータは、厚生労働省「衛生行政業務報告」より事業所数が最も多かった 1975 年のデータ²⁰⁾を、施設数から取次所の数を減じて算出した。

また、本研究では前述したように、PCS として製造業、ガソリンスタンド、クリーニング店のみを考慮し、廃棄物処分場、自動車整備業、研究施設、自衛隊・米軍基地等は考慮していない。

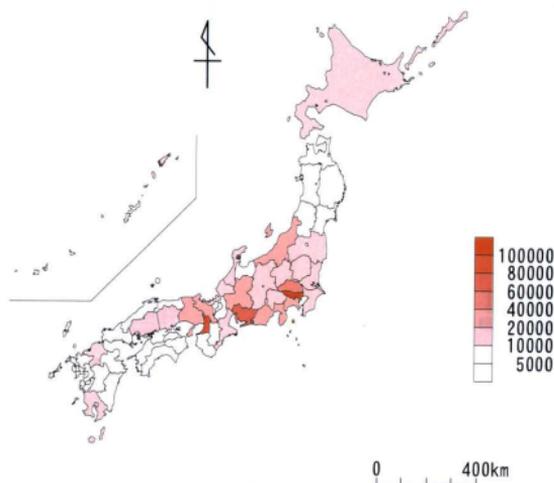


図 3-11 都道府県別の PCS 数の分布

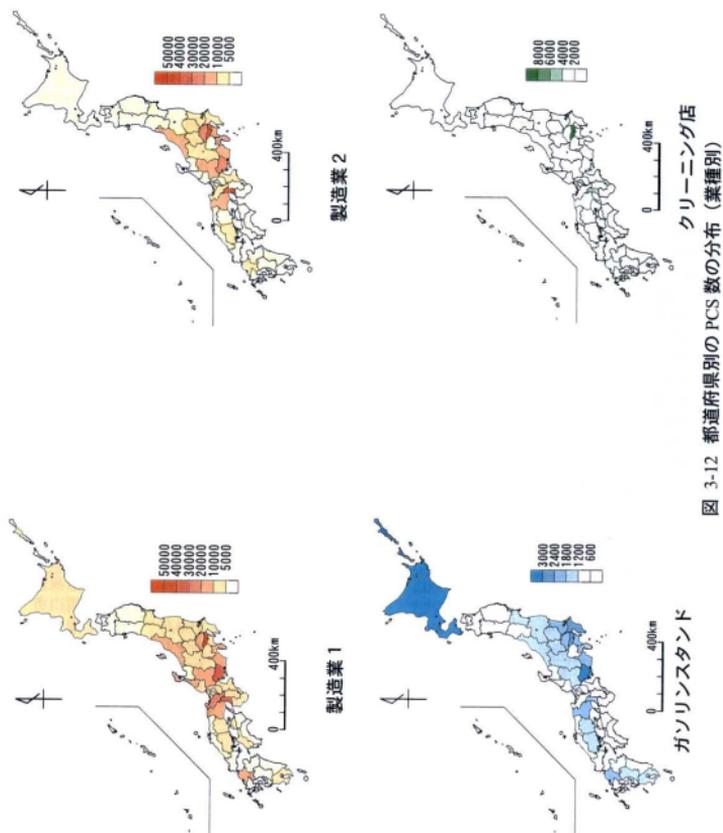


図 3-12 都道府県別の PCS 数の分布 (業種別)

表 3-8 業種・都道府県毎の PCS 数

都道府県名	PCS 数				
	合計	製造業 1	製造業 2	ガソリンスタンド	クリーニング店
北海道	18,493	9,808	3,837	3,099	1,749
青森県	6,117	3,303	935	921	958
岩手県	6,183	3,178	1,512	950	543
宮城県	9,515	5,031	2,428	1,276	780
秋田県	6,581	3,993	1,255	796	537
山形県	9,374	5,281	2,703	884	506
福島県	13,403	7,189	3,996	1,368	850
茨城県	17,700	6,818	7,786	1,991	1,105
栃木県	18,165	9,543	6,392	1,365	865
群馬県	20,111	9,080	8,719	1,317	995
埼玉県	43,806	16,195	22,839	2,128	2,644
千葉県	18,941	7,704	7,037	2,426	1,774
東京都	112,405	51,923	47,954	2,750	9,778
神奈川県	31,543	8,321	17,721	2,003	3,498
新潟県	23,975	10,839	10,588	1,556	992
富山県	8,286	3,741	3,356	652	537
石川県	16,296	11,023	3,982	711	580
福井県	11,293	7,465	2,932	531	365
山梨県	11,086	7,084	2,964	654	384
長野県	19,197	7,534	9,394	1,479	790
岐阜県	29,134	15,447	11,444	1,304	939
静岡県	36,720	19,081	13,621	2,043	1,975
愛知県	70,258	34,701	29,259	3,039	3,259
三重県	13,941	6,421	5,629	1,130	761
滋賀県	9,585	5,576	3,073	606	330
京都府	34,761	27,094	5,347	896	1,424
大阪府	86,002	35,596	43,551	2,266	4,589
兵庫県	36,346	16,610	15,159	1,887	2,690
奈良県	9,545	6,320	2,239	544	442
和歌山県	8,763	6,086	1,443	688	546
鳥取県	3,332	1,843	789	425	275
島根県	4,572	2,619	1,079	621	253
岡山県	14,536	8,818	3,871	1,237	610
広島県	18,235	8,991	6,273	1,505	1,466
山口県	7,188	3,602	1,982	930	674
徳島県	6,137	3,990	1,060	653	434
香川県	8,494	5,035	2,311	656	492
愛媛県	9,697	5,652	2,209	995	841
高知県	4,956	2,659	1,173	650	474
福岡県	20,037	10,445	5,309	2,052	2,231
佐賀県	4,462	2,022	1,519	607	314
長崎県	6,941	3,516	1,890	821	714
熊本県	7,728	4,050	1,718	1,397	563
大分県	5,319	2,878	1,133	840	468
宮崎県	5,245	2,840	930	896	579
鹿児島県	10,115	6,592	1,383	1,425	715
沖縄県	3,868	2,090	907	479	392
合計	898,387	445,627	334,631	59,449	58,680

3-6-6 ABR（土地価格に対する土壤汚染対策費用の許容負担率）

ABR は、土壤汚染対策費用負担者の環境に対する考え方、経済状況によって変化すると考えられる。

ここでは、妥当な ABR の値を想定するために、土壤汚染が存在した工場跡地で、実際に土地が売却された 54 サイトにおよび、売却ができていない 2 サイトの、土地価格と土壤汚染対策費用の関係を調べた。その結果を図 3-9 に示す。

本計算では、土壤汚染対策費用は汚染土量に掘削除去を前提とした対策単価 40,000 円を乗じて算出し、土地の価格は、土地面積に土地の単価を乗じて算出した。土地の単価は、そのサイトの住所より、そのサイト近傍の土地価格として、平成 17 年路線化図より算出した。土地単価は、幾何平均値 222,000 円（幾何標準偏差：2.0、範囲：20,000 円～1,200,000 円）であり、想定汚染土量は、 $0.21\text{m}^3/\text{m}^2$ （幾何標準偏差：5.7）であった。

この結果、土壤汚染対策費用が土地価格に対して 3 割以下であれば全てのサイトが売却されていることが確認されたが、3 割以上であれば、売却がされていないサイトが 6 サイト中、2 サイト存在することが確認された。

また、この条件（土地単価は、幾何平均値 222,000 円（幾何標準偏差：2.0）、想定汚染土量は、 $0.21\text{m}^3/\text{m}^2$ （幾何標準偏差：5.7））を用いて、本研究でのモデルを用いて推定された土壤汚染対策費用／土地価格の確率密度関数と、この事例のヒストグラムを比較したものを図 3-14 に示す。このサイトでの土壤汚染対策費用／土地価格の分布は、推定値とよく適合していることから、この結果は、全体を代表している可能性が十分考えられる。

以上のことから、ABR が 0.3 を超えた場合、土地を売却しなかった事例があることが確認された。また、ABR が 0.3 以下の場合、土地を売却していることが確認された。

よって、本研究では、ブラウンフィールドと判断される ABR として 0.3 を採用し、重度のブラウンフィールドサイトとして、 $\text{ABR}=1.0$ （土地価格まで土壤汚染対策費用を許容する）で算出される値を用いた。

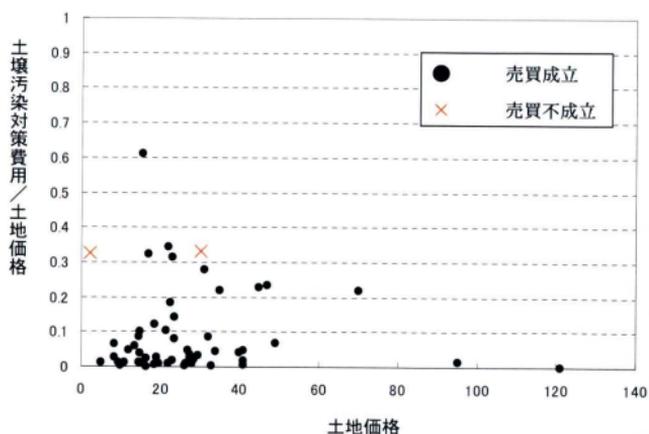


図 3-13 土壤汚染が存在した工場跡地で、実際に土地が売却された 54 サイトにおよび、売却されていない 2 サイトにおける土地価格と土壤汚染対策費用の関係

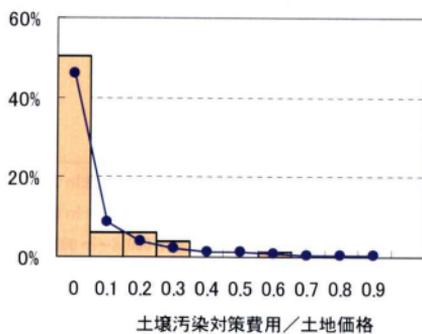


図 3-14 本研究でのモデルを用いて推定された土壤汚染対策費用／土地価格の確率密度関数と、本事例のヒストグラム

3-6-7 事業所の規模別面積

ここでは、数式 3-11 で用いる事業所の平均面積について記述する。従業員数が 30 人以上の製造業の事業所平均面積は、工業統計調査「用地用水編」より、過去および現在で、製造業の事業所数が最も多かった 1983 年（780,253 サイト）のデータ²¹⁾を用い、業種別、都道府県別に算出した。面積については、敷地面積および建築面積を用いてそれぞれ算出した。表 3-9 に、使用した事業所の規模別単位面積の全国の平均値を示す。

また、従業員数が 30 人以下の製造業の事業所については、敷地・建築面積に関するデータ得られなかったため、30 人以上の事業所の全国平均のデータより、1 従業員あたりの建築面積（46m²/人）を算出し、それに従業員数の平均を乗じて建築面積を推定した。なお、敷地面積は、4 人未満、4-9 人の事業所に関しては、30 人以上の事業所における 500m² 未満の建築面積と敷地面積の比率を、10-19 人、20-29 人の事業所に関しては、1000m²~3000 m² 未満の比率を用いて推定した。

ガソリンスタンドおよびクリーニング店の面積は、首都圏の自治体に届出が確認されたデータ¹⁵⁾より平均値を算出し、敷地面積と建築面積は同じと仮定した。

表 3-9 製造業の事業所の規模別面積（全国平均値）

	従業員数	敷地規模	1 事業所あたりの面積 (m ² /事業所)		
			敷地面積	建築面積	
製造業	4 人未満	-	127	92	
	4-9 人	-	444	322	
	10-19 人	-	1,094	690	
	20-29 人	-	2,123	1,150	
	30 人以上	500 m ² 未満		318	231
		500 m ² ~1,000 m ² 未満		767	484
		1,000 m ² ~3,000 m ² 未満		1,944	1,053
		3,000 m ² ~5,000 m ² 未満		3,925	1,850
		5,000 m ² ~1 万 m ² 未満		7,247	3,082
		1 万 m ² ~3 万 m ² 未満		17,339	6,264
		3 万 m ² ~10 万 m ² 未満		51,786	15,220
		10 万 m ² 以上		339,951	70,654
ガソリンスタンド			667	同左	
クリーニング店			1,218	同左	

※ 30 人以上の製造業については、各都道府県別に算出し、計算している

3-6-8 ブラウンフィールドサイトの想定汚染土量

ここでは、数式 3-12 で用いるブラウンフィールドサイトの想定汚染土量の期待値について記述する。通常の汚染サイトの想定汚染土量は、表 3-6 に示した幾何平均値および幾何標準偏差でその分布が表現される。しかしながら、ブラウンフィールドサイトは、表 3-6 に示した値よりも大きくなり、かつ、対象とする地域、業種によって異なる。

そこで、本小節では、ブラウンフィールドサイトの想定汚染土量の期待値について、実際に都道府県毎、業種毎に計算した。その結果を表 3-10 に示す。

また、土壤汚染サイトの想定汚染土量は、製造業 1 で $0.43 \text{ m}^3/\text{m}^2$ 、製造業 2 で $0.67 \text{ m}^3/\text{m}^2$ 、クリーニング店、ガソリンスタンドで、 $1.38 \text{ m}^3/\text{m}^2$ であった。

表 3-10 ブラウンフィールドサイトの想定汚染土量の期待値 (m³/m²)

都道府県	製造業1	製造業2	ガソリンスタンド	クリーニング店
北海道	1.2	1.6	1.7	1.7
青森	1.2	1.7	1.8	1.8
岩手	1.6	2.1	2.1	2.1
宮城	1.6	2.0	2.1	2.1
秋田	1.2	1.6	1.8	1.7
山形	1.2	1.6	1.8	1.8
福島	1.2	1.6	1.7	1.7
茨城	1.2	1.7	1.8	1.8
栃木	1.4	1.8	1.9	1.9
群馬	1.3	1.8	1.9	1.9
埼玉	2.3	2.9	2.8	2.8
千葉	1.7	2.2	2.2	2.2
東京	3.9	6.2	6.1	6.1
神奈川	2.7	3.6	3.4	3.5
新潟	1.3	1.8	1.9	1.9
富山	1.3	1.7	1.8	1.8
石川	1.5	2.0	2.0	2.0
福井	1.6	2.0	2.1	2.1
山梨	1.3	1.7	1.8	1.8
長野	1.4	1.9	1.9	1.9
岐阜	1.4	1.9	1.9	1.9
静岡	1.7	2.2	2.2	2.2
愛知	2.0	2.5	2.4	2.5
三重	1.3	1.7	1.8	1.8
滋賀	1.3	1.7	1.8	1.8
京都	2.5	3.2	3.0	3.1
大阪	2.6	3.3	3.2	3.2
兵庫	2.2	2.7	2.6	2.7
奈良	1.7	2.2	2.2	2.2
和歌山	1.7	2.1	2.2	2.2
鳥取	1.3	1.7	1.8	1.8
島根	1.3	1.7	1.8	1.8
岡山	1.5	1.9	2.0	2.0
広島	2.2	2.7	2.6	2.7
山口	1.4	1.8	1.9	1.9
徳島	1.9	2.4	2.3	2.3
香川	1.5	2.0	2.0	2.0
愛媛	1.6	2.1	2.1	2.1
高知	1.9	2.4	2.3	2.3
福岡	1.9	2.4	2.3	2.3
佐賀	1.3	1.8	1.9	1.9
長崎	1.6	2.1	2.1	2.1
熊本	1.6	2.1	2.1	2.1
大分	1.5	2.0	2.0	2.0
宮崎	1.2	1.7	1.8	1.8
鹿児島	1.5	2.0	2.0	2.0
沖縄	1.8	2.3	2.3	2.3

3-7 結果1 事業者に対する影響

3-7-1 ブラウンフィールド発生確率と土地価格、ABRの関係

PCS（土壤汚染の可能性のある土地）がブラウンフィールドとなる確率（ブラウンフィールド発生確率）について土地価格および業種の影響を図 3-15 に示す。ここで、土地所有者の ABR（土地価格に対して土壤汚染対策費用を許容する割合）については、3-6-6 の議論により、0.3 を用いた。

ブラウンフィールド発生確率は、いずれの業種でも地価が 100 万円/m² では 1%以下と低いが、地価が安くなるにつれて、上昇する。地価が 10 万円/m² になると製造業 1 では 3%と低い、製造業 2、ガソリンスタンドでは 16~20%、クリーニング店では 34%となる。さらに地価が安くなり、1 万円/m² になると製造業 1 では 8%と、製造業 2 では 49%、ガソリンスタンドとクリーニング店では、上限値近くの 33%、60%となる。ここで上限値とは土壤汚染が存在する確率である。

ガソリンスタンドとクリーニング店では、地価が 1 万円/m² 以下の場合、土壤汚染が存在した場合は、ブラウンフィールドとなることが確認された。また、製造業 1、製造業 2 の場合は、地価が 1000 円/m² 以下の場合に、土壤汚染が存在するとブラウンフィールドになることが確認された。

また、図 3-14~図 3-17 に業種別のブラウンフィールド発生確率と ABR の関係を、いくつかの土地価格の場合について示した。製造業 1、2 は地価が 1000 円/m² 以下の場合、ガソリンスタンドとクリーニング店は地価が 1 万円/m² 以下の場合、ABR の値に係らず、ブラウンフィールド発生確率は上限値付近であることが確認された。また、それ以上の地価の場合は、ABR による影響を大きく受けることが確認された。

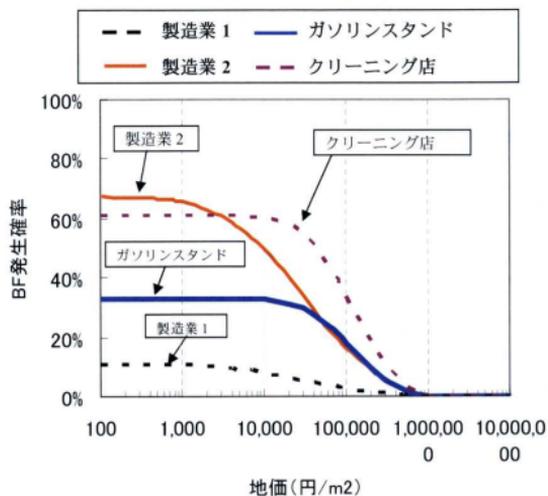


図 3-15 BF 発生確率の地価・業種による違い (ABR=0.3)

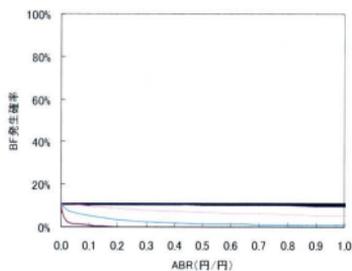


図 3-16 製造業1のBF発生確率とABR

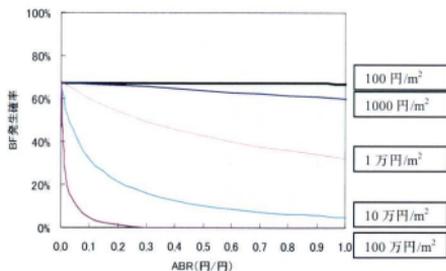


図 3-17 製造業2のBF発生確率とABR

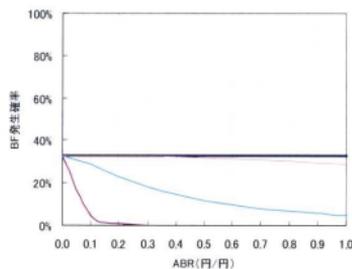


図 3-18 GSのBF発生確率とABR

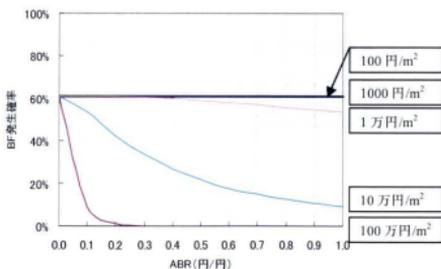


図 3-19 CLのBF発生確率とABR

GS：ガソリンスタンド、CL：クリーニング店を示す。



3-7-2 BF 発生確率の地域差

業種別の BF 発生確率東京、東京を除く 3 大都市圏、その他の地域での平均値を表 3-11 に、都道府県別の BF 発生確率図 3-20～図 3-23 に示す。ここで、土地所有者の ABR については、3-6-6 の議論により、0.3 を用いた。

製造業 1 は 4 つの業種の中で最も低く、全都道府県でブラウンフィールド発生確率が 5% 以下である (図 3-20)。また、製造業 2 とガソリンスタンドは同様の傾向を示し、15%～25% の範囲の多くの道府県がある (図 3-21、図 3-22)。そして、クリーニング店は、4 つの業種の中で最も高く、多くの道府県が 25%～45% の範囲にある (図 3-23)。

次に、地域による差をみると、いずれの業種でも地価がもっとも高い東京が最も低く、製造業 1 で 0.3%、それ以外の業種は 3～6% であり、次いで神奈川、大阪、京都といった 3 大都市圏が低い結果となった。また、製造業 2 では北海道が 25% で、ガソリンスタンドでは福島県が 24% で、クリーニング店では秋田県が 44% で最も高い結果となった。地域別で見ると、表 3-11 にあるように、東京都と上記以外の都道府県では、BF 発生確率に 6～10 倍程度差があることが確認された。

このように、製造業 1 以外は、地域により BF 発生確率に大きな差が生じることが確認され、主に地価が安い地域で高い傾向にあることが確認された。また、業種別ではクリーニング店が最も高く、次いで製造業 1、ガソリンスタンド、そして製造業 1 が極端に低い結果となった。

表 3-11 PCS が BF となる確率の地域差

	製造業 1	製造業 2	GS	CL
東京都	0.3%	3%	4%	6%
東京以外の 3 大都市圏を含む 都道府県	1%	12%	13%	19%
上記以外平均	3%	20%	20%	36%

※ここで東京以外の 3 大都市圏を含む都道府県とは、千葉県、神奈川県、埼玉県、愛知県、兵庫県、大阪府、京都府を指す。

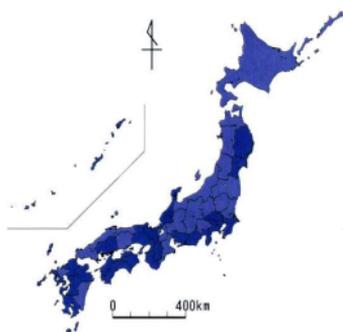


図 3-20 製造業1の都道府県別のBF発生確率 (ABR=0.3)

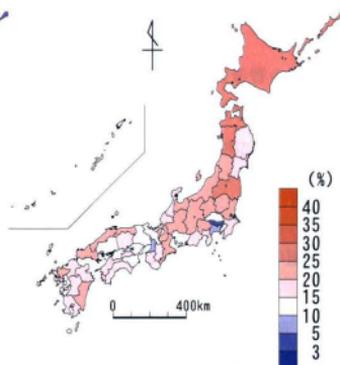


図 3-21 製造業2の都道府県別のBF発生確率 (ABR=0.3)

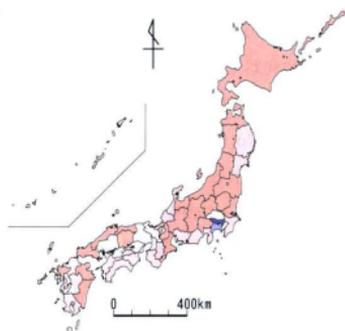


図 3-22 ガソリンスタンドの都道府県別のBF発生確率 (ABR=0.3)

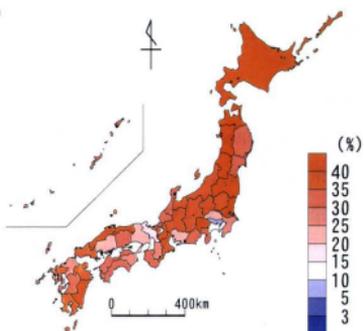


図 3-23 クリーニング店の都道府県別のBF発生確率 (ABR=0.3)

3-7-3 影響評価結果からの考察

本節では、土壤汚染に起因したブラウンフィールドによる事業者への影響の評価指標として、事業者の所有地である PCS がブラウンフィールドとなる確率を、土壤汚染対策費用、土地価格および ABR から算出するモデルを構築し、業種別、都道府県別に算出した。

3-7-3-1 事業者が受ける影響

本節の結果から、土壤汚染に起因したブラウンフィールドによる事業者への影響は、業種・地域により大きな差があることが確認された。

影響が大きい事業者は、3大都市圏を除いた道県におけるクリーニング店（図 3-23）、製造業 1（図 3-21）およびガソリンスタンド（図 3-22）である。現在、土壤汚染調査が実施されているのは主に首都圏および大阪府、愛知県といった BF 発生確率が低い地域である。しかしながら、今後、3大都市圏を除いた道県においても土壤調査数が増えると考えられ、今後、このような地域では、ブラウンフィールドとなるサイトが急増する可能性が示唆された。また、これらの地域・業種において、PCS を所有している企業は、売却時に所有地がブラウンフィールドとなることで売却できなくなる可能性が示唆され、企業経営へ影響を与える可能性が高いことが確認された。

一方、製造業 1 に関しては、全ての都道府県でブラウンフィールド発生確率が 5%以下であり、事業者にとってリスクは少ないと考えられる（図 3-20）。

クリーニング店のブラウンフィールド発生確率が高くなる理由は、①汚染の発生確率が 61%と最も高い製造業 2 の 67%について高く、②想定汚染土量の幾何平均値が 0.89m³/m²と製造業 2 の 0.23m³/m²と比較して 4 倍程度高いためと考えられる。図 3-15 に示したように、土地価格が 3000 円/m²～100 万円/m²の範囲であれば、ブラウンフィールド発生確率は、クリーニング店が最も高い値となる。

3-7-3-2 ブラウンフィールド発生確率に関する諸外国との比較

ブラウンフィールド発生確率に影響を与える要因として、最も大きいのが地価である。図 3-15 に示したように、ブラウンフィールド発生確率は、地価により大きく変動する。日本平均的な地価の範囲は、1000 円/m²～100 万円/m²の範囲であり、ブラウンフィールド発生確率が変動する範囲であることが確認された。

日本の地価は世界的に見て非常に高い水準にあり²²⁾、この結果は、土壤汚染が存在した場合でも日本では自主的に浄化が進むことが多いことを示唆しており、ブラウンフィールド

が発生する確率は低い国であると考えられる。しかしながら、地価が安い国（例えば 100 円/m²）の場合は、土壌汚染が存在した場合、ほぼ確実に、土壌汚染対策費用は土地価格に対する ABR を超えるため、土壌汚染の存在するサイトがブラウンフィールドとなることを意味していると考えられる。これは、アメリカ等の地価が安い国では土壌汚染の可能性があるとだけで、当該サイトがブラウンフィールドとなる理由と考えられる。

欧米の国の対策単価は日本とは大きく変わらない。しかしながら、対策単価自体が安い国では、ブラウンフィールド発生確率は低下することに注意が必要である。

3-8 結果2 社会に対する影響の評価

3-8-1 日本における潜在的なブラウンフィールド数

日本における潜在的なブラウンフィールド数および CS 数の推定結果を表 3-12 に示す。土壌汚染サイト数は、331,612 サイトと推定され、全 PCS（土壌汚染の可能性のある土地）の 37%であった。また、3-6-6 の議論より、ABR（土地価格に対して土壌汚染対策費用を許容する割合）が 0.3 で計算した潜在的なブラウンフィールド数は 80,030 サイトで全 PCS 数の 9%程度であった。また、土壌汚染対策費用が土地価格を超過する重度の潜在的なブラウンフィールドサイトは、26,597 サイトと推定された。

業種別では、製造業 2 が最も多く 46,824 サイトであり、次いでクリーニング店、ガソリンスタンドとなり、PCS 数が最も多い製造業 1 が最も潜在的なブラウンフィールドサイト数が少ないという結果になった。

表 3-12 日本の潜在的なブラウンフィールド数

	PCS 数	CS 数		潜在的なブラウンフィールド (ABR=0.3)	重度の潜在的なブラウンフィールド (ABR=1.0)
製造業 1	445,627	51,113 (11%)		8,419 (2%)	2,148 (0.5%)
製造業 2	334,631	225,086 (67%)		46,824 (14%)	15,284 (5%)
ガソリンスタンド	59,449	19,618 (33%)		10,545 (18%)	4,131 (7%)
クリーニング店	58,680	35,795 (61%)		14,242 (24%)	5,034 (9%)
合計	898,387	331,612 (37%)		80,030 (9%)	26,597 (3%)

3-8-2 地域別の潜在的なブラウンフィールド数

都道府県別の潜在的なブラウンフィールド数（ABR：0.3 の場合）を図 3-24 に、重度の汚染を持つ潜在的なブラウンフィールドサイト数（ABR：1.0 の場合）を図 3-25 に示す。

潜在的なブラウンフィールド数は、最も少ない沖縄県では 361 サイト、最も多い愛知県では 5,841 サイトと推定され、地域により最大で約 15 倍の差があることが確認された。また、潜在的ブラウンフィールド数が 2,000 サイトを越えた 16 都道府県は、全て北海道、関東、中部、北信越、近畿に位置しており、このエリアで全体の約 75%を占めている。

また、土壤汚染対策費用が土地価格を超過する重度の潜在的なブラウンフィールドサイトは、愛知県で最も多く約 1,500 サイト存在するという結果が得られた。

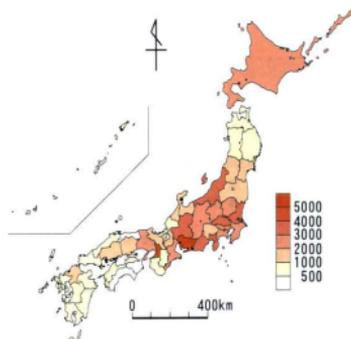


図 3-24 都道府県別の潜在的なブラウンフィールド数 (ABR=0.3)

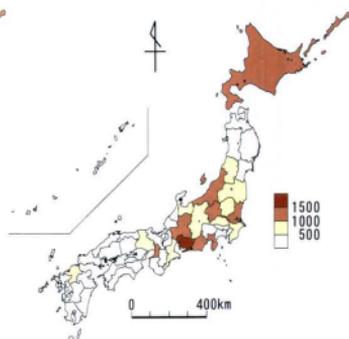


図 3-25 都道府県別の重度な潜在的なブラウンフィールド数 (ABR=1.0)

3-8-3 業種別の潜在的なブラウンフィールド数

業種別の潜在的なブラウンフィールド数（ABR：0.3 の場合）を図 3-26 に示す。最も潜在的なブラウンフィールド数が多いのがクリーニング店で全体の 18%を、2 番目は製造業 2 の金属製品製造業で全体の 16%を、3 番目はガソリンスタンドで全体の 13%を、4 番目は製造業 2 の一般機械器具製造業で全体の 12%を占めていることが確認された。また、製造業 1 は全体に少なく、最も多いのが繊維工業においても全体の 2%であった。

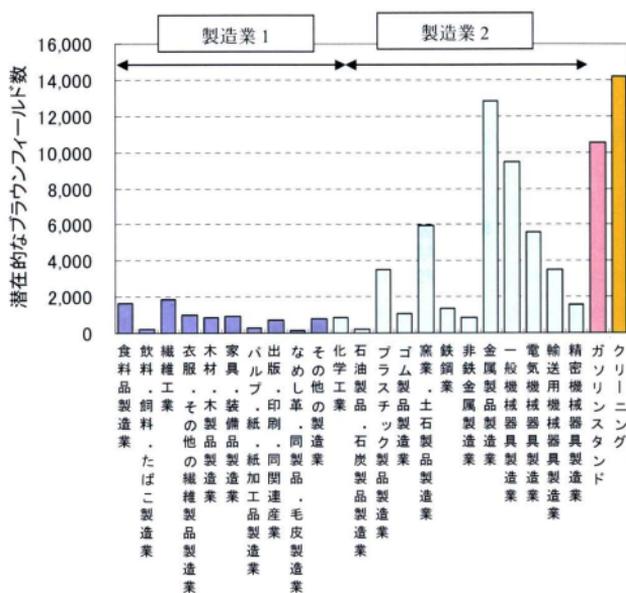


図 3-26 業種別の潜在的なブラウンフィールド数

3-8-4 規模別の潜在的なブラウンフィールド数

事業所の規模別の潜在的なブラウンフィールド数（ABR：0.3の場合）を図3-27に示す。事業所の規模は、小規模製造業事業所（敷地面積が1000m²以下、もしくは従業員規模が30人未満）、中規模製造業事業所（敷地面積が1000m²～10000m²）、大規模製造業事業所（敷地面積が10000m²以上）の3つ、およびガソリンスタンド、クリーニング店に分類した。

潜在的なブラウンフィールド数は、小規模製造業事業所（敷地面積が1000m²以下、もしくは従業員規模が30人未満）が全体の64%を占めていることが確認された。また、ガソリンスタンド、クリーニング店も、ほとんどが小規模製造業事業所と同じ規模と考えられることを勘案すると、潜在的なブラウンフィールドのうち、95%のサイトは小規模な事業所となる。

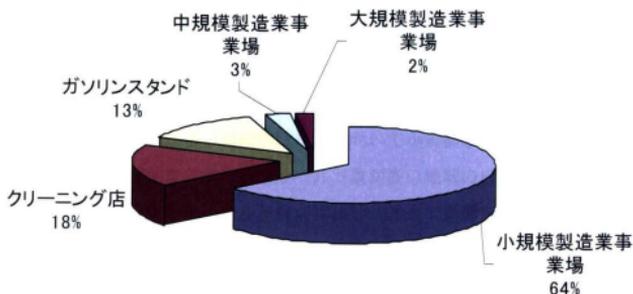


図 3-27 規模別のブラウンフィールドサイト数

3-8-5 考察

本節では、土壌汚染に起因したブラウンフィールドによる社会への影響の評価をするため、「日本における潜在的なブラウンフィールド数」および「地域・業種・規模別の潜在的なブラウンフィールド数」を算出した。

3-8-5-1 影響が大きい地域・業種・事業所規模

本節の結果、潜在的なブラウンフィールド数が多いのは、愛知県、大阪府、埼玉県、静岡県、新潟県をはじめとした北海道、関東、中部、北信越、近畿地方であった（図 3-24）。これらの地域では、ブラウンフィールドの増加により、遊休地の増加による治安の悪化、再開発の停滞による地域の雇用・税収・人口の減少とそれに伴う都市自体の活気の低下等の悪影響が懸念される。

また、潜在的なブラウンフィールド数が多い業種としては、金属製品製造業、クリーニング店、ガソリンスタンド、一般機械器具製造業であり、この4業種で全体の59%を占めている（図 3-26）。さらに、事業所の規模別で確認すると、小規模製造業事業所（敷地面積が1000m²以下、もしくは従業員規模が30人未満）およびクリーニング店、ガソリンスタンドで全体の95%を占めているという結果が得られた（図 3-27）。本モデルでは、事業所の大きさによって、BF発生確率に係るパラメータは変えていないため、小規模事業所においてブラウンフィールドが多い原因は、日本において小規模事業所数が多いことが原因である。このような潜在的なブラウンフィールド数が多い地域の自治体、前述の業種の業界団体については、ブラウンフィールド数が増加し、社会に影響を与える前に、何らかの対応をとることが望ましい。

3-8-5-2 年間の発生数の推定

現在、日本ではここ10年間の平均値で見ると、製造業1.2で年間約1.8万サイト、ガソリンスタンドが年間約1400サイト、クリーニング店が年間約900サイト減少しており、の年間約2万サイトのPCSが廃止されている。また、2005年には年間約5000サイトで土壌調査が実施されている。PCSがブラウンフィールドとなる確率が全PCSの9%（表 3-12）という点から年間のブラウンフィールド発生数を推定した。

その結果、全ての減少したPCSが土壌調査をされ、全国にPCSが存在している比率と同率で減少すると仮定すると、年間約1,700サイト、土壌調査がされているサイトで考えると、年間約450サイトのブラウンフィールドが誕生している可能性がある。土地改変時におい

て面積等により土壤調査を義務付ける条例がない都道府県も多いことから、後者がより現実に近い値と考えられる。

なお、実際には、大規模な製造業事業所は、企業の社会的な責任の観点から土壤汚染対策費用に係らず、対策を実施する可能性が高い。また、小規模の事業所は、法・条例にかからない場合も多く、土壤調査を実施せずに用途転換している事例も多いと考えられることから、この数は少なくなる可能性がある。

また、ここでの推定値は、土地の供給が需要を上回っている際に、生じると考えられる調査前ブラウンフィールド数は含まれていない。そのため、土地の供給が需要を上回っている地方においては、年間のブラウンフィールド発生数が増える可能性がある。

3-8-5-3 潜在的なブラウンフィールド数のアメリカとの比較

本節の結果、日本における潜在的なブラウンフィールド数は、80,030 サイトと推定された。この推定値は、アメリカの現存するブラウンフィールド数の推定値である50万サイト～100万サイト^{3) 4)}と比較して6分の1から12分の1程度である。これは、前節で議論したとおり、日本の土地価格がアメリカと比較して高いため²²⁾ PCSがブラウンフィールドとなる確率が低いこと、米国では調査前ブラウンフィールドも含めて既存ブラウンフィールド数を算出していることが主な要因と考えられる(図 3-15)。そのため、全米で起こっているブラウンフィールドに起因する社会の問題が、日本で同様の規模で起こる可能性は低いと考えられる。しかしながら、本研究で算出された潜在的なブラウンフィールド数は、あくまで調査後ブラウンフィールドであり、土壤調査を躊躇することにより土壤汚染の可能性が原因となって発生するブラウンフィールド(調査前ブラウンフィールドのうち、汚染がないサイト、もしくは汚染が存在しても許容比率以内に対策費用が収まるサイト)を含めると、その数は増加する可能性があることに注意する必要がある。

また、潜在的なブラウンフィールド数については、地域差が大きいことが確認されており(図 3-24)、関東、中部、近畿、北信越といった地域の潜在的なブラウンフィールドが多い都道府県では、アメリカと同様の社会の問題が起こる可能性があると考えられる。

3-8-5-4 潜在的なブラウンフィールド数の地域差の要因

このような潜在的なブラウンフィールド数の地域差が発生する要因は、主に地域のPCS数の差にあると考えられる。

図 3-28 に示した地価別に潜在的なブラウンフィールド数(製造業1、2)とPCS数を関係によると、潜在的なブラウンフィールド数は、PCS数が多い都道府県で多くなっている

ことが確認できる。これは、東京都を除いた地価範囲（幾何平均値 5~24 万円/m²）と比較して、PCSの変動する範囲（3,000~79,000 サイト）と大きいため、PCSの影響が大きく反映されたものと考えられる。また、東京都は、地価の幾何平均値が 64 万円と大阪府の 2.8 倍であるため、PCS 数が 99,900 サイトと最も多いが、潜在的なブラウンフィールド数は大阪府の半分以下である。

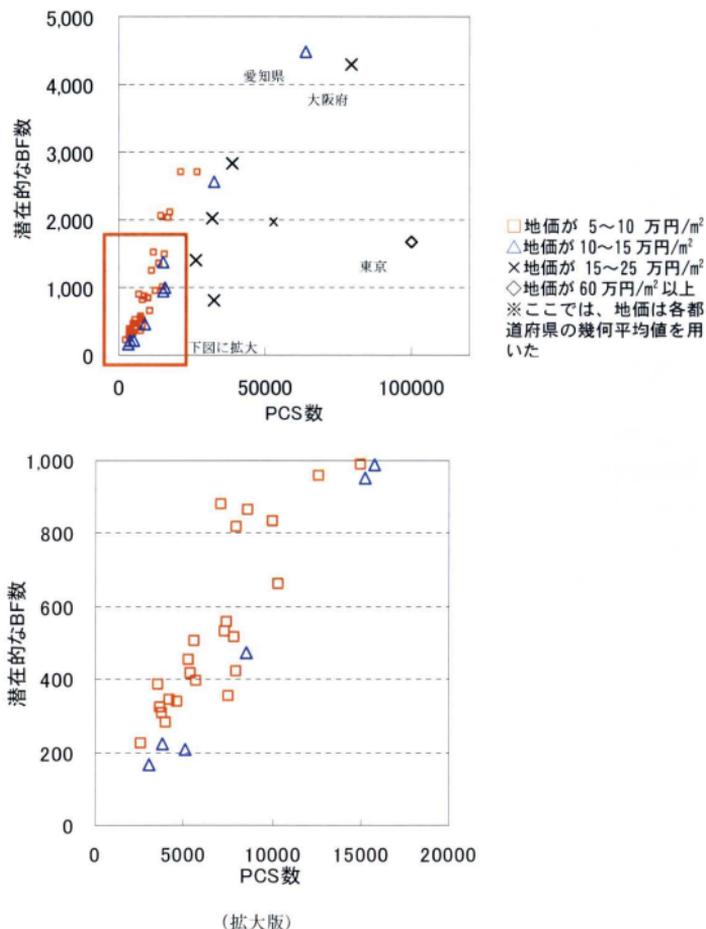


図 3-28 地価別の潜在的なブラウンフィールド数と PCS 数の関係（製造業 1、2）

3-9 結果3 経済に対する影響の評価

3-9-1 潜在的なブラウンフィールド面積

日本における潜在的なブラウンフィールドの面積を表 3-13 に示す。日本における PCS(土壌汚染の可能性のある土地) の面積が約 17.3 万 ha に対して、サイトの敷地面積で計算した場合で約 9%に当たる約 1.6 万 ha が、建築面積で計算した場合で約 4%に当たる約 0.66 万 ha が、潜在的なブラウンフィールドの面積と推定された。これは PCS が全て廃止され、土壌汚染調査を実施した場合の数値である。

都道府県毎の潜在的なブラウンフィールドの面積(敷地面積で計算)を図 3-29 に示す。潜在的なブラウンフィールドサイト数と同様に、地域差が確認された。また、事業所の規模毎の潜在的なブラウンフィールドの面積(敷地面積で計算)を図 3-30 に示す。ブラウンフィールドサイト数としては全体の 2%程度である大規模事業所が(図 3-26)、全ブラウンフィールド面積の 61%を占めており、逆にブラウンフィールド数では全体の 66%を占める小規模事業所の面積は、全ブラウンフィールド面積の 17%であった。

表 3-13 潜在的なブラウンフィールドの面積

業種	PCS 面積	潜在的なブラウンフィールド面積	
		敷地面積で計算	建築面積で計算
製造業 1	94,769 ha	2,106 ha	633 ha
製造業 2	68,951 ha	11,210 ha	3,547 ha
ガソリンスタンド	3,965 ha	703 ha	同左
クリーニング店	7,147 ha	1,734 ha	同左
合計	174,832 ha	15,753 ha	6,617 ha

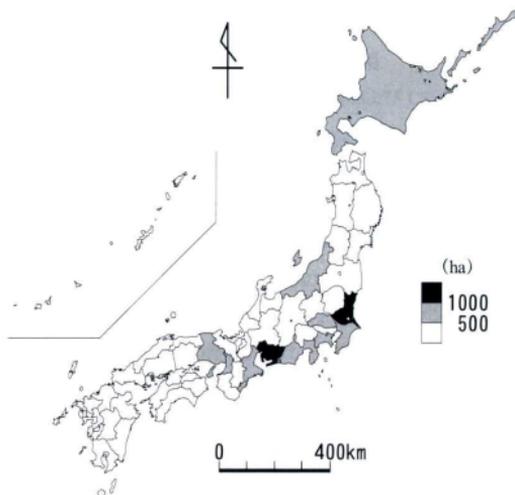


図 3-29 都道府県毎の潜在的なブラウンフィールドの面積（敷地面積で計算）

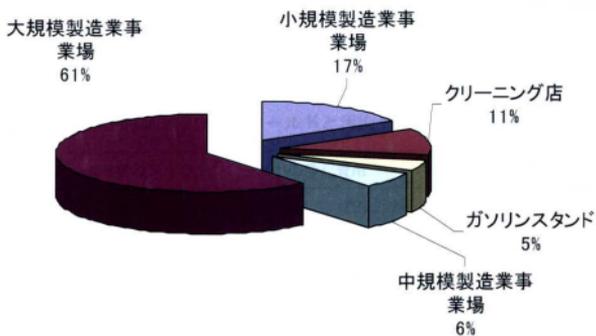


図 3-30 規模別のブラウンフィールドサイト面積（敷地面積で計算）

3-9-2 潜在的なブラウンフィールドの汚染浄化費用

日本における潜在的なブラウンフィールドの浄化費用およびCSの浄化費用を表3-14に示す。潜在的なブラウンフィールドを再利用するために必要な浄化費用は約5.8兆円～13兆円と推定された。また、全CSを浄化するために必要な浄化費用は、約8.0兆円～17.5兆円と推定され、ブラウンフィールド浄化費用はその75%程度を占めている。

事業所の規模毎の潜在的なブラウンフィールドの浄化費用（敷地面積で計算）を図3-31に示す。ブラウンフィールドサイト数としては全体の2%程度である製造業大規模事業所が、全ブラウンフィールド浄化費用の59%を占めており、逆にブラウンフィールド数では全体の66%を占める製造業小規模事業所の浄化費用は、全ブラウンフィールド面積の18%であった。小規模事業所（小規模製造業事業所、クリーニング店、ガソリンスタンド）のブラウンフィールド浄化費用は約3.6兆円～4.5兆円と推定された。図3-32、図3-33に都道府県別の小規模事業所（小規模製造業事業所、クリーニング店、ガソリンスタンド）の潜在的なブラウンフィールドの浄化費用を示す。

全事業所でみると、最も浄化費用が高いのは愛知県で約1兆円、次で茨城県、大阪府が約0.7兆円となっており、ブラウンフィールド面積が大きい都道府県で多くなっている。一方、小規模事業所でみると、最も浄化費用が高いのが、東京都、大阪府、愛知県で約0.3兆円となった。

表3-14 潜在的なブラウンフィールドと汚染サイトの浄化費用

業種	潜在的なブラウンフィールドの浄化費用	CSの浄化費用
製造業1	0.4兆円～1.2兆円	0.6兆円～1.8兆円
製造業2	3.2兆円～9.6兆円	4.3兆円～12.6兆円
ガソリンスタンド	0.6兆円	0.7兆円
クリーニング店	1.6兆円	2.4兆円
合計	5.8兆円～13兆円	8.0兆円～17.5兆円

※浄化費用の最大値は、汚染サイトの面積に敷地面積を用いた場合で、最小値は建築面積を用いた場合である

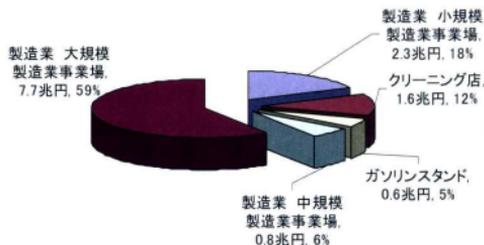


図 3-31 規模別のブラウンフィールドサイト浄化費用（敷地面積）

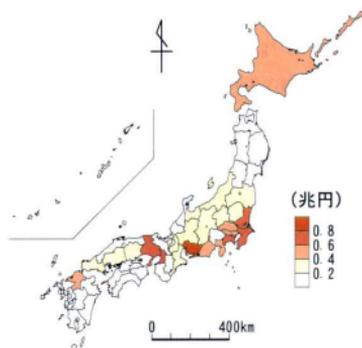


図 3-32 潜在的なブラウンフィールドサイトの浄化費用（全事業所、敷地面積）

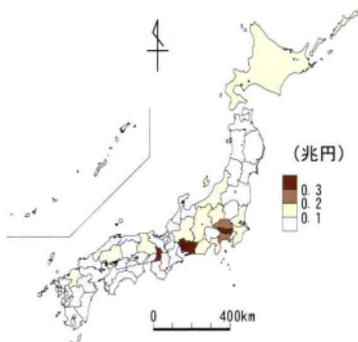


図 3-33 潜在的なブラウンフィールドサイトの浄化費用（製造業、小規模事業所、クリーニングサイト、ガソリンスタンド、敷地面積）

3-9-3 考察

本節では、土壌汚染に起因したブラウンフィールドによる経済への影響の評価をするため、「日本における潜在的なブラウンフィールドの面積」、および「ブラウンフィールドサイトの汚染を浄化するために必要な費用」を算出した。

3-9-3-1 潜在的なブラウンフィールドの面積

潜在的なブラウンフィールドの面積は、6,617ha～15,753ha と推定された。具体的には、川崎市の面積（14,435ha）の同程度から半分程度の面積である。

日本の都市的利用（宅地・事業所用地等）がされている面積は約 183 万 ha であり²³⁾、潜在的なブラウンフィールドの面積は都市的な利用の約 0.4～1%程度に当たる。また、事業所用地は約 16 万 ha であり、その 4～10%程度に当たることが確認された。もちろん、この値は、全ての PCS が廃止され、土壌調査がされた場合の推定値である。現在、日本では年間約 0.5 万サイト（全 PCS の 0.6%）で土壌調査が実施されていることから、これらの全てが PCS であると仮定すると、年間 40ha～90ha のブラウンフィールドサイトが誕生している可能性がある。

しかしながら、大規模事業所は、大企業が所有している可能性が高いため、このようなサイトでは土地価格に関係なく、企業の社会的な責任の観点から浄化を実施するため、ブラウンフィールドにならない可能性が高い。従って、実際の潜在的なブラウンフィールドサイトの面積は、大規模事業所を除いた約 2,580ha～6,143ha と推定される。これらの土地が未利用地として、放置される可能性が高く、年間 13ha～34ha のブラウンフィールドが発生している可能性がある。

3-9-3-2 潜在的なブラウンフィールドの浄化費用

潜在的なブラウンフィールドの汚染浄化費用は 5.8 兆円～13.0 兆円と推定され、全汚染サイトの浄化費用である約 8.0 兆円～17.5 兆円の 75%程度となった。全汚染サイトの浄化費用は、土壌環境センターによる推定値²⁴⁾である 13 兆円と同じレベルであることが確認された。サイト数では、CS 数（331,612 サイト（表 3-12））に対してブラウンフィールド数（80,030 サイト（同表））は 24%程度と少ないが、浄化費用の点では全 CS の浄化費用の 75%程度を占めている。これは、ブラウンフィールドとなるサイトについては、汚染土量が多いサイトが多いことが原因であると考えられる。

一方、事業所の規模別で見ると、全ブラウンフィールド浄化費用の 59%は 10,000m² 以上

の製造業大規模事業所である。前述したように、大規模事業所は、企業の社会的な責任の観点から土壌汚染対策費用に係らず浄化を実施する可能性が高く、ブラウンフィールドにならない可能性が高い。そのため、実際の潜在的なブラウンフィールドサイトの汚染浄化費用は、3.6兆円～4.5兆円と推定される。ブラウンフィールド化したサイトを再利用するためには、国もしくは地方自治体などが、これらの費用を負担する必要がある。

また、都道府県別でみると小規模事業所について潜在的なブラウンフィールドサイトの浄化を、地方自治体が主体となって実施した場合、1,000億円以上必要な都道府県が15道県あり、大阪府、愛知県および東京都は約3000億円を超える費用が必要となる。例えば、この金額は、東京都の予算が平成18年度予算が6兆円規模、大阪府の予算が3兆円規模を考慮すると、非常に大きな額と考えられる。

3-9-3-3 浄化費用のアメリカとの比較³⁾

ブラウンフィールドの1サイト毎の浄化費用でみた場合、アメリカでは2400万円/サイト（約15万サイトを浄化）、日本では、小規模事業所（クリーニング店、ガソリンスタンド含む）のみの場合、約6700万円/サイトとなっており、日本の方が高い結果となっている。

これは、アメリカでは、汚染状態が酷いサイトはNPL（National Priority Site）やスーパーファンドサイトに登録され、これらは連邦政府が浄化するため、ブラウンフィールドサイトには含まれないことが原因と考えられる。

3-10 総括

本章では、土壌汚染および土壌汚染が存在する可能性が原因となり、事業所跡地が再開発されず遊休地となるブラウンフィールド問題が、事業者、社会、そして経済に及ぼす影響を推定するモデルを構築し、将来の影響について評価した。その結果、多くの事業者、一部の地域にとって重大な影響を与える可能性が懸念され、また、その浄化費用を地方自治体が負担する場合は、多大な浄化費用が必要なことが確認された。その結果をまとめると以下のようなになる。

①事業者への影響

事業者への影響として、所有地である PCS（土壌汚染の可能性のある土地）がブラウンフィールドとなることで、売却できず、経営に悪影響を及ぼす可能性について評価した。その結果、PCS がブラウンフィールドとなる確率は、業種および地域（地価）により大きな差があることが確認され、業種ではクリーニング店が最も高く、ほとんどの都道府県で25%以上であった。また、製造業2およびガソリンスタンドについても、地方（3大都市圏を除いた道県）においては15%以上の都道府県が7割を占めていた。

以上のことから、クリーニング店、土壌汚染の可能性が高い製造業（製造業2）、ガソリンスタンドに関する事業を行い、かつ、3大都市圏以外の地域においては土地を所有している事業者は、土壌汚染に起因して経営への影響を受ける可能性が高いと判断される。

②社会への影響

特定の地域におけるブラウンフィールドの増加は、治安の悪化、再開発の停滞による地域の雇用・税収・人口の減少とそれに伴う都市自体の活気の低下等の悪影響を及ぼすことが懸念されている。日本における潜在的なブラウンフィールド数は、80,030 サイトと、現在のアメリカのブラウンフィールド数と比較して少ないことが確認された。しかしながら、近畿、東海、関東、北信越地域の各都道府県では、潜在的なブラウンフィールド数が2000サイトを越す地域が多数存在し、愛知県、大阪府では5000サイトを越えると推定された。これらの地域ではブラウンフィールドの増加による社会への悪影響が懸念される。また、年間のブラウンフィールド発生数としては、450サイト程度と推定された。

③経済への影響

土壌汚染に起因したブラウンフィールドにより未利用となる面積およびブラウンフィールドサイトの浄化を国・自治体を実施した場合、必要な公共費用を推定することにより、経済への影響を評価した。

日本における潜在的なブラウンフィールドの面積は、大規模事業所は所有企業が土地価格に係らず自主的に浄化すると仮定すると、約 2,580ha～6,143ha と推定され、年間、13ha～45ha のブラウンフィールドが発生している可能性が示唆された。

全事業所のブラウンフィールド浄化費用は、5.8兆円～13.0兆円と推定され、全汚染サイトの浄化費用である約 8.0兆円～17.5兆円の75%程度を占める。ブラウンフィールドとなるサイトは、汚染土量が多いサイトであることが確認された。また、小規模事業所（小規模製造業事業所、クリーニング店、ガソリンスタンド）のブラウンフィールドサイトの土壌汚染浄化費用は、3.6兆円～4.5兆円と推定された。

これらの日本における小規模事業所のブラウンフィールド浄化費用は、アメリカの2004年～2033年にかけてブラウンフィールドサイトの浄化に必要とされている3.6兆円（300億USドル）とほぼ同金額である。このことは、日本のブラウンフィールドサイト数はアメリカと比較して少ないものの、浄化費用は同程度かかる可能性が示唆された。なお、地域別では小規模事業所のブラウンフィールドサイトの浄化費用が多い大阪府、愛知県、東京都では、約3,000億円もの浄化費用が必要になる可能性が示唆された。

次章以降では、このようなブラウンフィールド問題を解決するための方法とその効果について検討する。

3-11 本推定に関する注意事項

なお、本研究における推定値は、以下の点に注意が必要である。

一つ目は、対象としたブラウンフィールドの定義である。本研究では、すべての PCS において土壌調査が実施された場合の、調査後ブラウンフィールド数を対象とした。そのため、本研究で推定されたブラウンフィールド発生確率、発生数は、土地の供給が需要を上回っている場合（土地が余っている場合）に、土壌調査が実施されない状態で、土壌汚染の可能性のために売却できない調査前ブラウンフィールドの数は含まれていない。調査前ブラウンフィールドを含めると、土地の供給が需要を上回っている地方においては、ブラウンフィールド発生確率、発生数が増える可能性がある。

二つ目は、土地の価値に平成 17 年地価公示を使用していることである。国土交通省によると、三大都市圏では地価は上昇または横ばいであるのに対して、地方圏では依然として下落が続いているとあり²⁵⁾、潜在的なブラウンフィールドの予測数は、3 大都市圏では今後減少する傾向にあると考えられるが、地方圏では、今後、予測数が増える可能性がある。

三つ目は、本研究では、PCS として製造業、ガソリンスタンド、クリーニング店のみを勘案しており、製造業以外で土壌汚染の可能性のある自動車整備業、廃棄物処分場、研究所等の数を考慮していないことに注意が必要である。土壌環境センターによると、日本において製造業以外の土壌汚染の可能性のあるサイトとして 70,000 サイト程度存在している¹⁾。これらのサイトを考慮することで、潜在的なブラウンフィールド数は 1 割程度、増加する可能性がある。

また、本研究では PCS 数として、全国の事業所数が最大となる年度の値を使用しているが、都道府県毎、業種毎の最大値を用いることで PCS 数がさらに増加すると考えられる。また、各年度毎の減少した数については考慮していないことから、これらを加えることでさらに PCS 数が増加すると考えられる。

四つ目は、地域の潜在的なブラウンフィールド数の計算の単位として都道府県を用いており、PCS の土地価格が、地価公示価格の確率密度分布に従うと仮定している。しかしながら、実際には、各都道府県内において、土地価格が安い地域に PCS が集中している可能性がある。そのため本研究により、潜在的なブラウンフィールドが多いと判断された都道

府県については、より狭い範囲で分析をすることの望ましい。

五つ目は、対策単価は掘削除去を前提としているため、より安価な対策が採用されることにより、潜在的なブラウンフィールド数は減少する点である。

3-12 本推定のパラメータの信頼性

ここでは、本推定で用いているパラメータの信頼性について検討した。

表 3-15 潜在的なブラウンフィールドと汚染サイトの浄化費用

パラメータ	信頼性 (5段階評価)	理由
①土壌汚染存在確率に関するデータ	製造業2、CL 4	データの信頼性は中程度、データ数は多い。
	製造業1、GS 3	データの信頼性は中程度、データ数は少ない。
②PCSにおける想定汚染土量に関するデータ	製造業2 4	データの信頼性は中程度、データ数は多い。
	それ以外の業種 3	データの信頼性は中程度、データ数は少ない。
③土壌汚染対策費用データ	4	経験的に、現段階での掘削除去の費用としては適切である。ただし他の対策方法を考慮した場合、より安価になる可能性がある。
④土地価格データ	4	データ数が多く質が高い統計に基づいている。ただし、平成17年度の値であること、地方ではnが少ないことが問題である。
⑤PCSサイト数	4	データ数が多く質が高い統計に基づいている。ただし、一部考慮していない業種がある。また、都道府県別・業種別の最高PCS数ではなく、日本における全数の最高PCS数を使用している。
⑥ABR(土地価格に対する土壌汚染対策費用の許容負担率)	2	データ数が不足しており、また推定方法についても十分とはいえない。本推定に使用している値は暫定値であり、実際には状況に応じて大きく変化すると考えられる。
⑦事業所の規模別面積	3	データ数が多く質が高い統計に基づいている。ただし、PSC数が過去最大であった1983年のデータを用いており、近年の事業所の大規模化については考慮されていない。
⑧ブラウンフィールドサイトの想定汚染土量	製造業2 4	推定方法については、妥当性が高いと思われる。主に元データである②の信頼性に依存する。
	それ以外の業種 3	

信頼性は1が最も低く、5が最も高いとした。

参考・引用文献

- 1) U. S. Environmental Protection Agency (2002) , "Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act" signed into law January 11, 2002, Public Law 107-118 (H.R. 2869) .
- 2) S. Alker, V. Joy, P. Roberts, N Smith (2000) , The definition of Brownfield, Journal of Environmental Planning and Management 43 (1) , pp.49-69.
- 3) U. S. Environmental Protection Agency (2004) , Cleaning Up the Nation's Waste Sites: Markets and Technology Trends 2004 Edition, EPA 542-R-04-015.
- 4) Simons, R. A. (1998) , How Many Urban Brownfields are out there, Public Works Management & Policy, 2 (3) , 267-273.
- 5) 環境省 (2005) , 平成 16 年度土壤汚染対策法の施行状況及び土壤汚染調査・対策事例等に関する調査結果, pp.15-18,環境省.
- 6) 環境省 (2006) , 平成 16 年度土壤汚染対策法の施行状況及び土壤汚染調査・対策事例等に関する調査結果, pp.42-56,環境省
- 7) 社団法人土壤環境センター (2000) , 我が国における土壤汚染対策費用の推定, 社団法人土壤環境センター.
- 8) 社団法人土壤環境センター (2006) , 「土壤汚染状況調査・対策」に関する実態調査結果 (平成 17 年度) ,p.10,社団法人土壤環境センター
- 9) 経済産業省 (2004) , 平成 15 年工業統計速報, 経済産業省.
- 10) U. S. Conference of Mayors (2003) , Recycling America's Land, A Natinal Report on Brownfields Redevelopment, volume4, pp.5-10.
- 11) 社団法人土壤環境センター (2006) , 「土壤汚染状況調査・対策」に関する実態調査結果 (平成 17 年度) ,p.36,社団法人土壤環境センター
- 12) International City/county Management Association (2001), Brownfields Development, pp.2-5, The superfund Brownfield Research Institute.

- 13) 経済産業省（1983,1998,2003）, 工業統計「産業編」データ, 経済産業省
- 14) 環境省（1998）, 平成10年度土壌汚染調査・対策事例及び対応状況に関する調査結果の概要, p13,環境省
- 15) 都市計画通信社（2003.9-2005.5）,都市再生と環境インフラ, 836号～960号, 都市計画通信社
- 16) 社団法人土壌環境センター（2003）, 土壌汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説, pp.53-61,社団法人土壌環境センター
- 17) 森島義博, 八巻淳, 廣田祐二（2003）,土壌汚染と不動産評価・売買, p.124, 東洋経済新報社.
- 18) 国土交通省, 平成17年度地価公示データ, http://nlftp.mlit.go.jp/cgi-bin/ksj/dls/_kategori_view.cgi, accessed at December 2005, 国土交通省
- 19) 資源エネルギー省, エネルギー生産・需給統計年報：石油・石炭・コークス（1996）, pp.120-121, 経済産業省資源エネルギー省
- 20) 厚生省, 衛生行政業務報告（1975）, p.56, 厚生省
- 21) 経済産業省（1983）, 工業統計「用地用水編」データ, 経済産業省
- 22) 日本不動産鑑定協会（1997）, 平成8年 世界地価等調査結果, pp.5-29, 社団法人日本不動産鑑定協会
- 23) 国土交通省(2006), 平成17年度土地に関する動向 要旨, p.13, 国土交通省
- 24) 社団法人土壌環境センター（2000）, 我が国における土壌汚染対策費用の推定, 社団法人土壌環境センター.
- 25) 国土交通省(2006), 平成17年度土地に関する動向 要旨, p.3, 国土交通省

第4章 ブラウンフィールド問題の解決方法に関する検討

4-1 4章の概要と構成

4章では、2、3章で述べたブラウンフィールド問題を解決するための政策を整理する。最初に4-2にて本章の目的を、次に、4-3では、調査後ブラウンフィールドへの対応を述べる。そして4-4では参考として、調査前ブラウンフィールドへの対応を、最後に4-5では総括をした。

なお、本章は、環境新聞2006年10月12日付けに寄稿した論文内容を含んでいる。

4-2 目的

4章では、3章で対象とした調査後ブラウンフィールドを対象に、ブラウンフィールド問題が及ぼす影響を緩和するための政策について整理することを目的とした。

4-3 調査後ブラウンフィールドへの対応

調査後ブラウンフィールド(3-4-2で定義)は、土地価格に対する土壤汚染対策費用が、土壤汚染対策費用負担者が支払ってもよいと考える対策費用よりも多い場合に発生する。そのため、調査後ブラウンフィールドを再開発するために、以下の3つの政策が考えられる(図4-1)。

一つ目は、土壤汚染対策費用負担者の支払える土壤汚染対策費用に対して、対策費用の補助をすることで浄化を促す政策である。二つ目は、何らかの方法により土壤汚染地の土地価値を上昇させ、土壤汚染対策費用負担者が得られる利益を増加させる政策である。三つ目は、対策費用そのものを減ずる政策である。

以下の小節において、各方法について詳細に記述する。

調査後ブラウンフィールドへの対応

- ① 土壤汚染対策費用の補助
- ② 土地の価値を上昇
- ③ 土壤汚染対策費用の削減

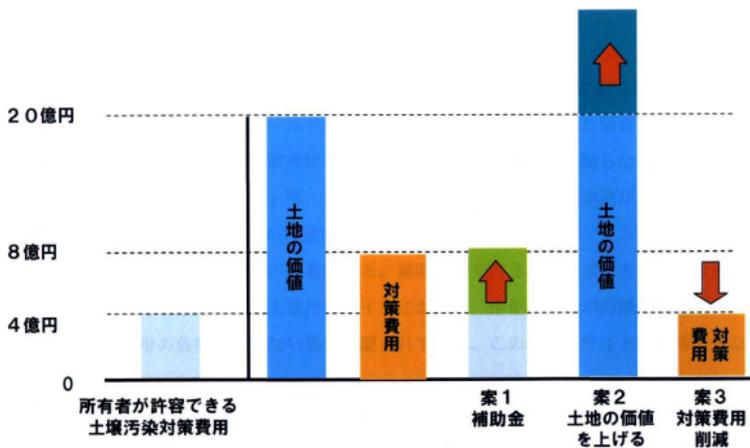


図4-1 調査後ブラウンフィールドへの対応方法の概念図

4-3-1 補助金

補助金により土壌汚染対策費用の補助をすることは、最も単純な対政策である。

アメリカでは、ブラウンフィールド再開発においては、前節で述べた調査費用に関しては補助金を出す、土壌汚染対策費用や再開発に関しては基本的に補助しない。一部例外として、スーパーファンドサイト等、重度の土壌汚染が存在し、浄化が急がれるサイトについては、対策費用をファンドから捻出することもある。

一方、日本においても補助金の制度はある。補助金が交付されるのは、土壌汚染対策法に基づいた措置命令がなされた土壌汚染サイトにおいて、浄化責任者が汚染原因者ではなく、かつ対策費用の負担能力がない場合に限られており、このようなサイトは非常に少ないと考えられる。

この政策については、汚染原因者責任の問題、公的資金の私有地への投入、汚染費用負担者の負担割合、財源の確保の問題が生じ、必要な金額も、3章での推定結果によると小規模事業所のブラウンフィールドサイトの浄化費用には、3.6兆円～4.5兆円と非常に高額になるため、現在の制度により柔軟性を持たせるためには、工夫が必要であると考えられる。

しかしながら、中小企業においては、その資力が乏しいことから所有地を浄化できずに売却できない事例が多々出てくると考えられる。このような場合、後述の二つの方法では対応できない事例も出てくると思われることから、現段階から、業界団体や地方自治体が補助金の財源の確保を議論する必要があると考えられる。

4-3-2 土地の価値の上昇

二つ目は、土地の価値を上昇させることにより、土壌汚染対策費用を捻出しても所定の利益を確保できるようにする政策である。土地の価値を上昇させる方法として、複数のサイトを組み合わせることによる大規模な開発の実施や、土地の用途地域の変更による新たな価値の創造などが考えられる。しかしながら、この政策は、サイト自体の状況および周辺の状況に大きく左右され、適応できるサイトが限定されること、また、特定の企業のみ利益を得る可能性があることから、問題を抱えた自治体毎の対応が重要であると考えられる。

4-3-3 対策費用の削減

三つ目は、対策費用を削減する政策である。対策費用を削減する方法は大きく三つある。一つ目は、対策単価を下げる新たな工法の開発、二つ目は、土壌汚染を残置した状態でリ

スクを管理する方法、三つ目は、人の健康リスク評価の手法の活用による対策費用を削減する方法である。

4-3-2-1 対策単価の削減

対策単価を減少させることで、土壤汚染対策費用を削減する方法である。対策方法については、浄化に携わる研究者・企業が日夜努力を重ねており、様々な手法が開発・現場に適応されている。例えば、揮発性有機化合物（以下、VOC）に関しては、鉄粉の混合、酸化剤の投入、VOC分解微生物を活性化する栄養剤の投入、VOC分解微生物を投入する方法など、掘削除去以外にも原位置で浄化する方法が多数確認されており、また、その費用も、掘削除去よりも安価なことが多い。

しかしながら、原位置浄化については、サイト毎にその適応性や費用が大きく変わること、浄化期間が掘削除去と比較して長期間となること、浄化効果の確認をするまで状況が把握できないことなどの問題もある。環境省による土壤汚染対策方法の現状を図4-2に示した¹⁾。掘削除去等と比較して安価な原位置浄化方法は、全体の対策に占める割合は26%程度であることが確認されている。また、これらの中には稼働中の工場における原位置浄化対策も含んでいることから、土地売買時における原位置浄化方法の占める割合はより低くなると考えられる。このような中で、原位置浄化の有効性を生かすためには、土地売買直前に調査を実施するのではなく、長期的な視点で事前に調査を実施し、長期的な浄化対策を実施することが有効な手段であると考えられる。

このように対策単価を減少させるための研究・開発に予算を投じることは、有効な手段ではあるものの、即効性がある政策ではない。しかしながら土壤汚染問題は、数十年単位の問題であることから、今後も継続した努力が必要であると考えられる。

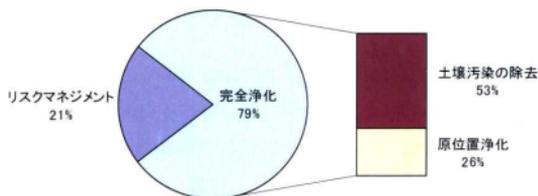


図4-2 日本の土壤汚染対策方法の現状¹⁾

4-3-2-2 土壤汚染のリスクを管理する方法

二つ目は、汚染土壤を残したまま、汚染土壤のリスクを管理していく政策である。この考え方は、2-3-3 で述べたとおり、現在の土壤汚染対策法でも取り入れられており、例えば土壤含有量基準を超過する濃度の汚染物質が確認された場合には、汚染土壤の直接摂取に係る健康リスクを防止するという観点から、汚染土壤を除去するのではなく、アスファルト等の被覆により汚染土壤の直接摂取の暴露経路を防止する方法が認められている。また、土壤溶出量基準を超過する濃度の汚染物質が存在する場合でも、汚染地下水を経由した間接摂取に係る健康リスクを防止するため汚染土壤を封じ込めたり、地下水汚染が発生していない場合には地下水汚染の発生の有無をモニタリングしたりする、といった手法が認められている。

このような汚染土壤のリスクを管理する対策方法を採用することで、対策費用は大幅に軽減される。しかしながら、リスク管理がされているとはいえ、汚染土壤が対象地に残ることから、土地購入者はこのような土地の購入を避ける傾向にある。そのため、不動産売買の場合には、基準を超過する土壤をすべて浄化する完全浄化が採用されることが多い。環境省の調べでは、リスクマネジメントの方法が全体の対策に占める割合は 21%程度であることが確認されている（図 4-2）¹⁾。

このようにリスクマネジメントの方法は、土壤汚染対策費用を減少させる有効な手段であり、現行の政策でも採用されている。しかしながら、実際の土壤汚染対策では、リスクマネジメントではなく完全浄化が主流であることが確認されている。これは土壤汚染が残地することへの抵抗感に起因し、実際の土壤汚染対策では完全浄化が主流であることが確認されている。このため、今後は、リスクマネジメントのさらに活用がされるための方策を考える必要がある。この点に関しては、7章、結言で述べる。

4-3-2-3 人の健康リスク評価の活用

三つ目は、人の健康リスク評価方法の活用である。土壌・地下水汚染に起因する健康リスクは、汚染サイトおよびその周辺の土地利用状況、周辺の地下水利用状況、水文地質状況によって大きく異なる。例えば、汚染サイトの土地用途が専用庭付きの戸建住宅、マンション、商業地、公園、工場と異なる場合、同じ濃度の有害物質が存在したとしても汚染土壌の直接摂取による健康リスクは異なる。これは汚染サイトに人が滞在する時間や被覆状況により、人体への汚染土壌の摂取量は大きく異なるからである。また、周辺において地下水飲用利用がなく、将来も地下水の飲用が考えられないようなサイトにおいては、土壌溶出量基準を超過する土壌が存在したとしても健康リスクは生じない。

ブラウンフィールドが1980年代から問題となっているアメリカでは、その対応の一つとして健康リスク評価により、調査・対策の必要性や浄化目標値をサイト毎に設定する手法を発展させてきており²⁾、環境保護局あるいは州政府も、それらの妥当性について認めている。

また、ドイツ、イギリスでは、土地利用状況に応じた健康リスク評価の結果に基づき、規制値や浄化目標値をそれぞれ設定し、汚染土壌の管理を実施している³⁾⁴⁾。このように健康リスク評価の手法を用いることで、より費用対効果が大きく、かつ健康リスクを許容できる範囲で収められる対策を選択することが可能となり、自主的な調査・対策において実際にその結果を活用している事例もみられる。

一方、日本では土壌含有量基準、土壌溶出量基準とも土地利用状況、周辺の地下水利用状況に係らず一律に設定された基準である。土壌含有量基準は、当該地に七十年間居住することを前提に算出されており、また、土壌溶出量基準は、地下水汚染防止の観点から地下水環境基準と同等に設定されており、人の健康リスク評価に基づく柔軟な土壌汚染管理の政策は採用されていない。

このため、人の健康リスク評価を用いた、より柔軟な土壌汚染管理をする政策の導入をすることで、土壌汚染対策費用を削減できると考えられる。また、人の健康リスク評価を用いた柔軟な土壌汚染管理を推進することで、浄化目標値の上昇による対策単価の減少や、管理が必要な対策範囲の減少等、他の二つの方法にも効果が出ると考えられる。

しかしながら、このような柔軟な土壌汚染管理は、日本のように土地用途変更の頻度が高い国の場合、土地利用変更時における手続きの煩雑化、知識の専門化による一般市民の理解不足に伴う問題の発生、といった問題を生む可能性があることに注意が必要である。

4-4 調査前ブラウンフィールドへの対応

ここでは参考までに調査前ブラウンフィールドへの対応についても記載する。

アメリカでは、調査前ブラウンフィールド(3-4-2で定義)に認定された土地については、土壌汚染調査費用およびその再開発に係る教育費用について、補助金を出している。

このような調査前ブラウンフィールドについては、土壌汚染が存在しないケースも多く存在し、土壌汚染が存在しない場合は、再開発に必要な費用を削減できる。本研究では、土壌汚染が存在する確率は、製造業1では約10%、製造業2、クリーニング店で約60%、ガソリンスタンドで約30%程度と推定している。

4-5 総括

本章では、3章で評価したブラウンフィールド問題が及ぼす事業者・社会・経済への影響を低減するための方法として、調査後ブラウンフィールドの対応として、補助金、土地の価値の上昇、対策費用の削減について検討した。

補助金については、汚染原因者責任の問題、公的資金の私有地への投入、汚染費用負担者の負担割合、財源の確保の問題が生じるため、現在よりも広く運用するためには、工夫が必要と考えられる。また、この政策は、サイト自体の状況および周辺の状況に大きく左右され、適応できるサイトが限定されること、また、特定の企業のみ利益を得る可能性があることから、国の政策として現行の制度をより間口を広げるのではなく、問題を抱えた業界団体や自治体毎の個別対応が重要であると考えられる。

また、対策費用削減の方法として、新たな工法の開発による対策単価の削減、リスクマネジメントの活用、人の健康リスク評価の活用を検討した。現在、新たな工法の開発による対策単価の削減、リスクマネジメントの活用については、既に政策として取り組まれている、もしくは政策として導入されている。特にリスクマネジメントを活用した対策は、対策費用を大きく削減できる可能性があり、今後、その普及方法について更なる検討が望まれる。

一方、人の健康リスク評価に基づく柔軟な土壤汚染管理については、欧米では導入されているものの、日本では導入されていない。

そのため、5章、6章では、日本において人の健康リスク評価に基づく汚染土壌管理を実施した場合に、対策費用の削減効果について検討することとする。

-
- 1) 環境省（2006）, 平成 16 年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果, pp.42-56,環境省
 - 2) U. S. Environmental Protection Agency (1989), Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A) Interim Final, EPA/540/1-89/002.
 - 3) Federal Ministry for the Environmental ,Nature Conservation and Nuclear Safety (1999),Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BBodSchV) dated 12 July 1999.
 - 4) Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environmental Agency(2002),Soil Guideline Values for Lead Contamination.

第5章 健康リスク評価の導入による対策費用削減効果1

- 汚染土壌の直接摂取に関する健康リスク評価の導入による土地利用別の対策費用軽減効果 -

5-1 5章の概要と構成

5章、6章では、ブラウンフィールド問題を解決する政策の一つとして、人の健康リスク評価方法の導入による対策費用削減効果について検討する。5章では、日本において考慮されている二つの暴露経路のうちの一つである汚染土壌の直接摂取を対象暴露経路に、日本において最も基準超過が多い物質である鉛を対象物質とし、土地利用を考慮した詳細な人の健康リスク評価手法の導入による土地利用毎の管理目標値の算出と、対策費用削減効果について検討した。図 5-1 には、環境省による基準超過物質の事例数を記載する¹⁾。

最初に 5-2 にて、諸外国の土壌中の鉛に関する規制と、土壌含有量基準の設定根拠および、既往研究について述べる。次に、5-3 では、本章の目的を述べ、5-4 では、リスク評価方法を、5-5 では対策費用の算出方法および適応サイトのデータについて述べる。5-6 では、リスク評価結果および対策費用削減効果の結果を、5-7 では、考察を述べ、最後に 5-8 で総括をした。

本章は、Society of Risk Analysis 2006Annual Meeting、環境科学会 2005 年会で講演した内容および環境科学会誌に投稿し、受理、掲載された論文内容を含んでいる。

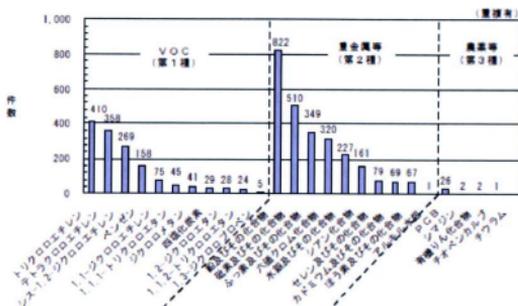


図 5-1 環境省による基準超過物質事例数¹⁾

5-2 諸外国の鉛汚染土壌の規制と日本の現行の制度

土壌汚染に起因する人の健康リスクは、同じ濃度の汚染があった場合でも、汚染地の利用形態や周辺の地下水利用状況等によって大きく異なる。汚染土壌の直接摂取に限れば、汚染サイトの利用状況により大きな影響を受ける。これは、当該サイトの滞在時間、被覆、利用者の年齢等、暴露条件が大きく異なるためである。

本節では、土地利用により人の健康リスクが大きく変化する汚染土壌の直接摂取の暴露経路について、アメリカ、ドイツ、イギリス、オランダのリスク管理政策および、土地利用に係らず一律の基準値である日本における土壌含有量基準の設定根拠について記述する。また、日本における汚染土壌に起因する人の健康リスクについての既往研究について述べる。

5-2-1 諸外国における規制と根拠

5-2-1-1 アメリカにおける規制

アメリカでは、1980年代後半より、個別サイトのリスク評価手法を発展させてきた^{2) 3)}。これは、基準値を超える土壌汚染が確認された場合、当該サイトにおいてリスク評価を実施し、人の健康リスクの大小により対策の必要性および浄化の目標値を決定するものである。

アメリカの土壌中の鉛の規制のもう一つの特徴は、鉛は摂取量が少ない場合でも健康へ影響は否定できないとして、RfD(Reference Dose：許容摂取量を意味し、TDI (Tolerable Daily Intake) とほぼ同義)を設定しておらず⁴⁾、汚染土壌のリスク評価の判定基準を、血中鉛濃度が $10\mu\text{g/dL}$ を超過しないこととしていることである。スーパーファンドサイト等、工場跡地における鉛汚染土壌の浄化目標は、個別サイトのリスク評価手法とIEUBKモデル⁵⁾(鉛の体内動態モデル)を用いて、土壌汚染およびそのほかの媒体(飲料水・ダスト・大気・食品等)を経由した鉛摂取により、血中鉛濃度が $10\mu\text{g/dL}$ を超過する人の割合が5%以下となる濃度を浄化目標値の上限値としている⁶⁾。

また、製造業等の有害物質を使用しているサイト以外の場所においても塗料等による鉛汚染が多数確認されていることから、2001年に子供の遊び場については 400mg/kg 、またそれ以外の庭については平均で 1200mg/kg を超過した場合は、何らかの対応が必要なことを明記した。これらの数値は、IEUBKモデルを用いて、 500mg/kg の鉛が子供の遊び場にあった場合の血中鉛濃度を計算した結果、子供の知能指数に対する影響が出る可能性がある血中鉛濃度である $10\mu\text{g/dL}$ ⁷⁾を超過する子供の割合が1-5%であったことから算出された⁸⁾。

5-2-1-2 欧州における規制

ドイツ、イギリスでは、個別サイト毎のリスク評価による浄化目標値の設定は明記していないものの、土地利用に応じた規制値や管理目標値を設けている^{9) 10)}。これらの規制値は、住居地域がドイツ、イギリス共に 400mg/kg、公園がドイツ 200mg/kg(子供の遊び場)、イギリス 400mg/kg、工・商用地がドイツ 2000mg/kg、イギリス 750mg/kg である。

ドイツに関しては、基準値算定におけるリスク評価方法の詳細は不明であったが、イギリスでは、他媒体からの摂取に関しても自国のモニタリングデータを用いており、子供の血中鉛濃度が 10 μ g/dL を超過しないような土壤中の鉛濃度を算出している。なお、ここで血中鉛濃度の算出には、SEGH のモデルが使用されている¹⁰⁾。

また、オランダでは、土地利用毎の規制値は明記されていないが、介入値として 622mg/kg を算出している。この介入値の算出には、J.E.C.F.A.の TDI を用いており、また他媒体からの摂取量についても自国のモニタリングデータを使用している¹¹⁾。

5-2-2 土壌含有量基準の設定根拠

現在、日本では鉛汚染土壌の直接摂取による人の健康リスクを防止するため、土壌汚染対策法における指定基準として土壌含有量基準(150mg/kg 以下) が設定されている。土壌含有量基準の設定根拠を表 5-1 に示す。

土壌含有量基準の設定においては¹²⁾、汚染土壌からの鉛の摂取量(理論最大摂取量)が飲料水からの摂取量(理論最大摂取量)と同程度となるように設定している。この値は、結果的に、人の健康リスクの判定基準を生涯の体重当りの一日平均鉛摂取量(以下、鉛摂取量とする)が J.E.C.F.A.の PTWI⁹⁾(週間耐容摂取量)を TDI に換算した 3.57 μ g/kg/day の 10% 程度に当たる。この考え方は、我が国の他の基準との整合を図る観点から、評価の指標は、一義的に設定している。その際のリスク評価のシナリオは、汚染土壌の上に 70 年間住んだ場合を想定している¹²⁾。

土壌含有量基準の設定におけるリスク評価手法は、近年、鉛の摂取による人の健康影響を考える上で小児の感受性が高いことが認識されている¹³⁾ 点を考慮していないこと、および一般環境からの鉛の摂取量を算定していない点において、日本の鉛汚染土壌に起因する人の健康リスクを十分に表現しているとはいえない。また、前述したように土壌含有量基準は土地利用形態にかかわらず居住を前提に一律に設定されている。

表 5-1 土壤含有量基準の設定根拠

評価項目	パラメータ等
暴露期間	70年間(子供6年間、大人64年間)
土壤摂取量	子供 200mg/kg/day 大人 100mg/kg/day
吸収率	分析方法にて考慮
暴露頻度	365日/年
リスク評価期間	70年間
TDI	TDIを用いておらず、汚染土壤からの鉛の摂取量(理論最大摂取量)が飲料水からの摂取量(理論最大摂取量)と同程度となるように設定している。この値は、結果的に、人の健康リスクの判定基準を生涯の体重当りの一日平均鉛摂取量(以下、鉛摂取量とする)がJ.E.C.F.A.のPTWI(週間耐容摂取量)をTDIに換算した $3.57\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ の10%程度に当たる。
土壤以外からの鉛の摂取	土壤の寄与率を10%と仮定
土地利用	居住のみを考慮

5-2-3 既往研究

日本の鉛汚染土壤のリスク評価について、川辺らは¹⁴⁾、土壤の直接摂取による曝露、土壤粒子の吸入による曝露、作物からの曝露、飲料水からの曝露を組み込んだ包括的モデルにより鉛の許容リスク濃度を120mg/kgと算出している。このモデルは、初期リスク評価手法としては非常に有効なモデルであるが、リスク評価手法では前述の土壤含有量基準と同様の問題点を抱えている。このように、日本の鉛汚染土壤の直接摂取リスクの評価については、日本の一般環境からのモニタリングデータを活用しておらず、その毒性についても十分に検討されてこなかった。

また、土地利用形態を考慮した土壤・地下水汚染の人の健康リスク評価については、藤長ら¹⁵⁾が揮発性有機化合物に汚染された土壤・地下水に関して、土地利用、飲用井戸の有無等を考慮し、人の健康リスク評価に基づいた現場毎の管理目標値の設定方法を提案して、土地利用、飲用井戸の有無により管理目標値が異なることを示している。また、笹本ら¹⁶⁾は、土地利用形態を考慮したベンゼンの直接摂取による人の健康リスク評価モデルを構築し、ベンゼンによる仮想土壤汚染サイトについて土地利用形態毎の管理目標値を設定し、土地利用形態に基づいた土壤汚染管理を実施することで対策費用を削減できることを示した。これらの研究は、土地利用形態、地下水の利用の有無により汚染土壤および汚染地下水による人の健康リスクおよび管理目標値が異なることを示している。しかしながら、これらの研究の対象物質は、日本では直接摂取のリスクについて考慮されていない揮発性有機化合物であり、直接摂取のリスクを考慮している重金属について土地利用別の管理目標値や対策費用削減効果について研究された事例はこれまで報告されていない。

5-3 目的

本章では、ブラウンフィールド問題に対する解決策の一つとして、人の健康リスク評価方法の導入による対策費用削減効果を検討することを目的として、日本において考慮されている二つの暴露経路のうちの一つである汚染土壌の直接摂取の経路に関して、土壌汚染調査において基準超過が最も多い鉛を対象物質として、詳細なリスク評価を実施し、土地利用別の管理目標値を設定し、その適応による対策費用削減効果を確認した。

具体的には、リスク評価の判定基準は、年齢群ごとに鉛の摂取量と感受性が異なることを考慮し、どの年齢群においても鉛摂取量がJ.E.C.F.A. (国連食糧農業機関および世界保健機関合同食品添加物専門家会議)のTDI⁹⁾を超過しないこととした。また、日本における食品、飲料水、大気および非汚染土壌の鉛濃度のモニタリングデータを用いて汚染土壌以外からの鉛摂取量を算出し、汚染土壌経由の鉛摂取量を加え、モンテカルロシミュレーションにより年齢群別、土地利用別の鉛摂取量の分布を算出した。そして、年齢群別、土地利用別に算出された全ての暴露経路からの鉛摂取量の合計値の95パーセンタイル値が、TDIを超過しない最大となる土壌中の鉛濃度を当該土地利用の管理目標値とし、土壌含有量基準とその値を比較した。

最後に、実際に鉛土壌汚染が確認された10サイトに土地利用別の管理目標値を適応した場合の対策費用を算出し、土壌含有量基準を一律の管理目標値とした場合と比較した。

5-4 リスク評価方法

5-4-1 リスク評価方法の概要

鉛の土壌含有量基準を設定する際のリスク評価方法、および本研究のリスク評価方法を表 5-2 に示す。また、本研究の鉛汚染土壌の管理目標値設定におけるリスク評価モデルを図 5-2 に示す。

本研究においては、土壌含有量基準の設定におけるリスク評価手法において、近年、鉛の摂取による人の健康影響を考える上で小児の感受性が高いことが認識されている¹³⁾ 点を考慮していないこと、および一般環境からの鉛の摂取量を算定していない点、複数の土地利用を考慮していない点について検討を加えた。

具体的には、リスク評価の判定基準は、年齢群ごとに鉛の摂取量と感受性が異なることを考慮し、どの年齢群についても鉛摂取量がJ.E.C.F.A.のTDIを超過しないこととした。また、鉛は日常生活において食品、飲料水、大気および土壌を経由して摂取することから、日本における食品、飲料水、大気および非汚染土壌の鉛濃度のモニタリングデータを用いて汚染土壌以外からの鉛摂取量を算出した。これに、汚染土壌経由の鉛摂取量を加え、モンテカルロシミュレーションにより年齢群別、土地利用別の鉛摂取量の分布を算出した。次に、算出された全鉛摂取量の95パーセンタイル値が、TDIを超過しない最大となる土壌中の鉛濃度を当該土地利用の管理目標値とした。

表 5-2 本研究と土壌含有量基準設定のリスク評価方法の比較

	本研究	土壌含有量基準
毒性評価	WHOのTDIを使用	WHOのTDIを使用
土壌以外からの鉛摂取量	食物、水、大気からの摂取量を計算	土壌の寄与率を10%と仮定
リスク評価対象年齢	年齢群毎にリスクを評価	生涯(70年間)のリスクを評価
土地利用による影響	4種類の土地利用を考慮	当該地に居住していると仮定
摂取量の分布	モンテカルロシミュレーションにて算出	一部で95%タイル値を使用

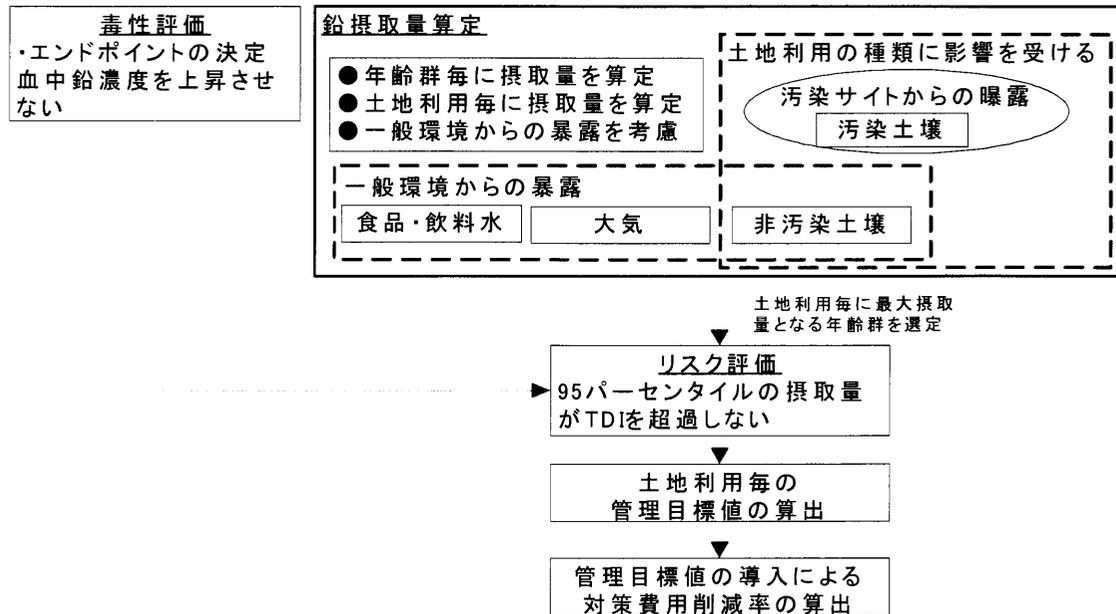


図 5-2 本研究におけるリスク評価方法

5-4-2 毒性評価

鉛が人の健康に及ぼす影響についてはよく調べられており、多数の疫学調査から血中鉛濃度と生体影響との関係が明らかにされている。例えば、血中鉛濃度が $40 \mu\text{g/dL}$ 以上となると腎臓への影響が、 $50 \mu\text{g/dL}$ 以上になると血圧への影響があるといわれている¹⁷⁾。さらに、近年、血中鉛濃度が $10 \mu\text{g/dL}$ 以下においても小児の知能指数への影響や認知障害の影響を与える可能性があることが報告^{18) 19)} されており、より低濃度の曝露による影響が懸念されている。

J.E.C.F.A.²⁰⁾ は1986年に、子供や小児の一日平均鉛摂取量が $3\text{-}4 \mu\text{g/kg}$ であれば、血中鉛濃度の上昇に影響を与えないことを示し、小児への PTWI として $25 \mu\text{g/kg/week}$ を設定した。さらに J.E.C.F.A.¹⁷⁾ は1993年に妊婦への影響を考慮し、この PTWI を全年齢に拡張した。また、1999年の総説においても、この結果を支持している¹³⁾。

一方、C.D.C.(アメリカ疾病センター) は、1991年に、小児に対する新たな有害影響が確認されたとして、血中鉛濃度の上昇に対する介入値を従来の $25 \mu\text{g/dL}$ から $10 \mu\text{g/dL}$ に変更した⁷⁾。また、2005年には、 $10 \mu\text{g/dL}$ 以下においても影響があるとしながらも、事例数が少ないとして現行の介入値を維持している。

これに基づき U.S.E.P.A.(アメリカ環境保護局) は、鉛は摂取量が少ない場合でも健康へ影響は否定できないとして、RfD(TDI とほぼ同義) を設定しておらず⁴⁾、汚染土壌のリスク評価の判定基準を、IEUBK モデル²¹⁾ (鉛の体内動態モデル) を用いて計算された血中鉛濃度が $10 \mu\text{g/dL}$ を超過しないこととしている。

このように鉛が人の健康に及ぼす影響に対して、小児や妊婦の感受性が高いことが確認された。このような場合は、リスク評価期間を生涯ではなく感受性が高い期間(例えば小児として1-6歳)に対する影響を確認するべきである。よって本研究では、リスク評価期間を5つの年齢群(表 5-3) および生涯に区分し、年齢群別のリスク評価を実施した。

また、産業技術総合研究所・詳細リスク評価書・鉛²²⁾ によると、2004年~2005年に実施された調査において、日本人の血中鉛濃度の幾何平均値は $1.4 \mu\text{g/dL}$ 、幾何標準偏差は 1.6 であり、小児においても同様のレベルであることが確認された。この値は人体への影響の懸念があるとされている血中鉛濃度 $10 \mu\text{g/dL}$ よりも小さい値である。そこで、本研究におけるリスク評価の判定基準は、いずれの年齢群においても現在よりも血中鉛濃度を上昇させないことと設定し、J.E.C.F.A.の PTWI を TDI に換算した $3.57 \mu\text{g/kg/day}$ を使用する。ただし、この TDI を超過した場合においても、人体への影響の懸念があるとされている血中鉛濃度 $10 \mu\text{g/dL}$ に直ちに達するわけではない。つまり、本研究では、人体への影響の懸念

があるとされている血中鉛濃度 $10 \mu\text{g/dL}$ を人の健康リスクの判定基準に設定することと比較して、安全側に設定している。

5-4-3 土地利用およびリスク評価期間

リスク評価の際に考慮する土地利用および年齢群を表 5-3 に示す。土地利用は、住宅地、公園、保育園、学校、工・商用地の5つを設定した。また、年齢群は、1-6 歳、7-12 歳、13-15 歳、16-19 歳、20-69 歳の5つおよび生涯(本研究では生涯を1-69歳の期間と仮定した)に区分し、日常的に土地利用が考えられない年齢群(例えば、工・商用地の1-6歳の年齢群による利用)については考慮しなかった。

表 5-3 対象とした土地利用および年齢群

土地利用 年齢群	住宅地	公園	保育園	学校	工・商用地
1-6 歳	○	○	○	—	—
7-12 歳	○	○	—	○	—
13-15 歳	○	○	—	○	—
16-19 歳	○	○	—	○	○
20-69 歳	○	○	—	—	○
生涯	○	○	—	—	—

5-4-4 鉛摂取量算定

各年齢群の全鉛摂取量($Pb_{(Intake)}$)は、以下の式で算定した。

$$Pb_{(Intake)}^{L,y} = Intake_{(consoil)}^{L,y} \times RB_{(consoil)} + Intake_{(cleansoil)}^{L,y} \times RB_{(cleansoil)} + Intake_{(food)}^y \times RB_{(food)} + Intake_{(air)}^y \times RB_{(air)} \quad \text{数式 5-1}$$

ここで、 $Intake_{(consoil)}$ ：汚染土壌経由の鉛摂取量($\mu\text{ g/kg/day}$)、 $Intake_{(cleansoil)}$ ：非汚染土壌経由の鉛摂取量($\mu\text{ g/kg/day}$)、 $Intake_{(food)}$ ：食品および飲料水経由の鉛摂取量($\mu\text{ g/kg/day}$)、 $Intake_{(air)}$ ：大気経由の鉛摂取量($\mu\text{ g/kg/day}$)、 $RB_{(consoil)}$ ：汚染土壌中の鉛の吸収率、 $RB_{(cleansoil)}$ ：非汚染土壌中の鉛の吸収率、 $RB_{(food)}$ ：食品および飲料水中の鉛の吸収率、 $RB_{(air)}$ ：大気中の鉛の吸収率、 L ：土地利用の種類、 y ：年齢群である。

また、土地利用別の生涯(1-69歳)の鉛摂取量($Pb_{(Intake)}^{life}$)は、以下の式で算定した。

$$Pb_{(Intake)}^{L,life} = \frac{\sum_{y=1-6}^{y=20-69} (Pb_{(Intake)}^{L,y} \times AT^y)}{70} \quad \text{数式 5-2}$$

ここで AT^y ：年齢群の長さ(year) である。

なお、J.E.C.F.A.は PTWI を設定する際に体内吸収量ではなく体内摂取量で算出していることから^{9) 14)}、本研究において食品、飲料水および大気経由の鉛摂取については吸収率を1とした。また、土壌中の鉛は食品、飲料水および大気経由の鉛摂取と比較して溶出しにくい^{17) 23) 24)}ため、体内での吸収率が低いといわれている。このため土壌経由の鉛摂取量については、この補正の必要性について次のとおり検討した。

ここで、 $RB_{(cleansoil)}$ については、本研究で用いた非汚染土壌中における鉛濃度の分析方法が全量分析法であることから、食品および飲料水中の鉛の吸収率を1とした場合の、非汚染土壌中の鉛の吸収率を考慮する必要があると判断し、U.S.E.P.A.による0.6を用いた²²⁾。また、 $RB_{(consoil)}$ は、日本の土壌汚染調査における含有量の分析方法は、土壌汚染対策法により体内での吸収率を考慮した1N塩酸抽出法で実施することを定められているため²⁵⁾、食品および飲料水中の鉛の吸収率に対する汚染土壌中の鉛の吸収率は分析方法により考慮されていると判断し1とした。

汚染土壌経由の鉛摂取量は、次式を用いて計算した⁵⁾。

$$Intake_{(consoil)}^{L,y} = 10^{-3} \times \frac{(C_{(consoil)} \times In_{(soil)}^{L,y} \times Ed_{(consoil)}^{L,y} \times Ef_{(consoil)}^y)}{BW^y \times AT^y \times 365} \quad \text{数式 5-3}$$

$$Ed_{(consoil)}^{L,y} = \frac{hour_{(consoil)(Week)}^{L,y} \times 5 + hour_{(consoil)(Sat)}^{L,y} + hour_{(consoil)(Sun)}^{L,y}}{24 \times 7} \quad \text{数式 5-4}$$

ここで $C_{(consoil)}$: 汚染土壌中の鉛濃度(mg/kg)、 $In_{(soil)}$: 一日の土壌摂取量(mg/day)、 $Ed_{(consoil)}$: 年間の汚染サイト実滞在日数(day/year)、 $Ef_{(consoil)}$: 汚染サイトとの関係年数(year)、 $hour_{(consoil)}$: 一日の汚染サイト滞在時間(hour)、 BW : 体重(kg)、 $Week$: 平日、 Sat : 土曜日、 Sun : 日曜日である。

$C_{(consoil)}$ は実際の汚染土壌中の鉛濃度を用いた。 BW は、健康栄養情報基盤データベース(1995年度)に基づいて1歳以上に年齢群別の確率密度関数を設定した²⁶⁾。確率密度関数は対数正規分布を設定した。年齢群毎の BW 、 AT 、 $Ef_{(consoil)}$ を表 5-4 に示す。

また、土地利用、年齢群により異なる $hour_{(consoil)}$ および、数式 5-4 により算定される $Ed_{(consoil)}$ を表 5-5 に示す。 $hour_{(consoil)}$ はNHK 国民生活時間調査 2000年に基づいて設定した²⁷⁾。ここで各土地利用における滞在時間は、住宅地については在宅の時間、公園についてはレジャー活動の時間、学校については学業の時間、工・商用地については仕事関連の時間を用いた。また、1-6歳についてはデータがなかったため、住宅地については家庭婦人のデータを、保育園については小学校のデータを用いた。また1-6歳の公園については、7-12歳の休日のレジャー活動の時間を全曜日に用いた。なお、住宅地の20-69歳には、最も在宅時間が長い家庭婦人のデータを使用した。

表 5-4 年齢群にかかわるパラメータ(体重、年齢群の長さ、汚染サイトとの関係年数、エネルギー摂取量)

年齢群	BW (kg) ²⁵⁾	AT, EfConsoil (year)	Cal (kcal) ²⁵⁾
1-6 歳	16	6	1,446
7-12 歳	32.9	6	1,968
13-15 歳	51.3	3	2,294
16-19 歳	57.6	4	2,288

表 5-5 土地利用および年齢群に係るパラメータ(一日の汚染サイト滞在時間、年間の汚染サイト実滞在日数)

年 齢 群	パラメータ	住宅地			公園			保育園・学校			工・商用地					
		平 日	土 曜 日	日 曜 日	平 日	土 曜 日	日 曜 日	平 日	土 曜 日	日 曜 日	平 日	土 曜 日	日 曜 日			
1-6 歳	ED ^{L,Y} (_{consoil}) (day)	306			72			91			対象なし					
	Hour _{consoil} (hour)	20.4	19.5	19.5	1.3	1.4	1.8	7.5	3.5	1.0						
7-12 歳	ED ^{L,Y} (_{consoil}) (day)	225			37			91								
	Hour _{consoil} (hour)	14.0	15.8	17.5	1.7	4.0	4.7	7.5	3.5	1.0						
13-15 歳	ED ^{L,Y} (_{consoil}) (day)	226			30			118								
	Hour _{consoil} (hour)	14.1	15.3	18.3	0.9	4.1	5.5	8.8	6.8	3.7						
16-19 歳	ED ^{L,Y} (_{consoil}) (day)	230			16			110								
	Hour _{consoil} (hour)	14.3	15.4	18.6	0.7	2.0	1.8	8.3	5.2	3.8						
20-69 歳	ED ^{L,Y} (_{consoil}) (day)	306			対象なし			99						99		
	Hour _{consoil} (hour)	20.4	19.5	19.5				7.8	4.3	2.2				7.8	4.3	2.2

$In_{(soil)}$ は、経口経由、経気道経由、経皮経由が考えられる。ここで経皮経由の鉛の吸収率が高いという知見は得られていない¹³⁾ ことから、この経路からの摂取は無視した。

よって $In_{(soil)}$ は、次式を用いて計算できる。

$$In_{(soil)}^{L,y} = In_{(oral)}^{L,y} + In_{(inhalation)}^y \quad \text{数式 5-5}$$

ここで $In_{(oral)}$: 経口経由の一日土壌摂取量(mg/day)、 $In_{(inhalation)}$: 経気道経由の一日土壌摂取量(mg/day) である。

$In_{(oral)}$ は Van Wijnen らによる 1-5 歳児の土壌摂取量の調査結果を用いた²⁸⁾。ここで確率密度関数は対数正規分布を設定し、1-6 歳の住宅地では幾何平均値 111mg/day(GSD : 1.6) を、1-6 歳の公園、保育園では幾何平均値 174mg/day(GSD : 1.73) を用いた。また、1-6 歳の子供は土壌と接する機会がそれ以上の年齢と比較して多いことから、土壌摂取量が多いといわれている²⁹⁾。U.S.E.P.A.や日本における土壌の直接摂取による人の健康リスク評価では、1-6 歳の土壌摂取量がそれ以外の年齢の土壌摂取量の 2 倍に設定されていることから、7 歳以上の土壌摂取量は 1-6 歳の半分とし、公園、学校は 174mg/day の半分の 87mg/day を、住宅地、商用地は 111mg/day の半分の 56mg/day を用いた。

$In_{(inhalation)}$ は、次式で計算した³⁰⁾。

$$In_{(inhalation)}^y = \frac{IH_{(air)}^y}{Pe} \times 10^6 \quad \text{数式 5-6}$$

$$IH_{air}^y = 17.3 - 0.22 \times (BW^{20-69} - BW^y) \quad \text{数式 5-7}$$

ここで、 $IH_{(air)}$: 一日の呼吸量(m³/day)、 Pe : 土粒子発生係数(m³/kg)、 BW^{20-69} : 20-69 歳の平均体重(kg) である。

Pe は U.S.E.P.A.による値(1,320,000,000 m³/kg) を用いた。また、 IH_{air} は大人の一呼吸量 17.3m³ を基本とし³¹⁾、呼吸量は体重に比例して増加する仮定して、数式 5-7 で計算した。非汚染土壌経由の鉛摂取量は次式で計算した。

$$Intake_{(cleansoil)}^{L,y} = 10^{-3} \times \frac{(C_{(cleansoil)} \times In_{(soil)}^{L,y} \times Ed_{(cleansoil)}^{L,y} \times Ef_{(cleansoil)}^y)}{BW^y \times AT^y \times 365} \quad \text{数式 5-8}$$

$$Ed_{(cleansoil)}^{L,y} = 365 - Ed_{(consoil)}^{L,y} \quad \text{数式 5-9}$$

$$Ef_{(cleansoil)}^y = AT^y \quad \text{数式 5-10}$$

$$Ef_{(cleansoil)}^y = Ef_{(consoil)}^y \quad \text{数式 5-11}$$

ここで $C_{(cleansoil)}$: 非汚染土壤中の鉛濃度(mg/kg)、 $Ed_{(cleansoil)}$: 年間の非汚染サイト実滞在日数(day/year)、 $Ef_{(cleansoil)}$: 非汚染サイトとの関係年数(year) である。

$C_{(cleansoil)}$ は、1999~2003 年に産業技術総合研究所により調査された日本の河川堆積物中(3024 検体)の鉛濃度分布³²⁾(対数正規分布を設定、GM : 22mg/kg、GSD : 1.9)を用いた。この値は、環境庁が平成 11 年度に実施した全国 10 都市における土壤中の鉛濃度の調査²⁵⁾における平均値+3 σ の濃度 140mg/kg(個別の数値は未発表)を、上記の幾何標準偏差で逆解析して得た幾何平均値 19mg/kg と概ね同値であることから妥当であると判断した。

食品および飲料水経由の鉛摂取量は次式で計算した。

$$Intake_{(food)}^y = \frac{Pb_{(food)} \times Food^y + C_{(water)} \times In_{(water)}^y}{BW^y} \quad \text{数式 5-12}$$

$$Food^y = \frac{Cal^y}{Cal^{20-69}} \quad \text{数式 5-13}$$

ここで $Pb_{(food)}$: 食品経由の鉛の一日摂取量(μ g/day)、 $Food$: 年齢群別のエネルギー摂取量係数、 $C_{(water)}$: 飲料水中の鉛濃度(μ g /L)、 $In_{(oral)}$: 一日の飲料水量(L/day)、 Cal : エネルギー摂取量(kcal)、 Cal^{20-69} : 20-69 歳の平均エネルギー摂取量(kcal) である。

$Pb_{(food)}$ には、対数正規分布を設定して、国立医薬品食品衛生研究所による1999年から2003年までの5年間のトータルダイエットスタディの鉛摂取量の幾何平均値である $15.4 \mu\text{g/day}$ を³³⁾、幾何標準偏差は前述の調査において記載がなかったため、1993年に保元らにより実施された調査結果である $2.25^{34)}$ を用いた。 Cal および Cal^{20-69} は健康栄養情報基盤データベースに基づいて設定した(表 5-4)²⁵⁾。また、飲料水中の鉛濃度は平成15年度の水質データベースの度数分布を確率分布として用い、飲水量は1-6歳については1L/day、7歳以上については2L/dayを用いた³⁵⁾。

なお、 $Pb_{(food)}$ については成人のものしか得られなかったため、19歳以下の年齢群における $Pb_{(food)}$ は食事摂取量に比例すると仮定して、数式 5-13 で計算した。大気経由の鉛摂取量は次式で計算した。

$$Intake_{(air)}^y = \frac{C_{(air)} \times IH_{(air)}^y}{BW^y} \quad \text{数式 5-14}$$

ここで $C_{(air)}$: 大気中の鉛濃度($\mu\text{g/m}^3$) である。

1-6歳の年齢群における食事の内容が大人と大きく異なる可能性がある。とくに、授乳期の乳児の食事内容は大人と全く異なるため、本算定には大きな仮定があることに注意する必要がある。乳児の食事による鉛摂取量に関するデータが得られれば、より確度の高い計算が可能となる。

また、 $C_{(air)}$ は1997年に調査された大気中浮遊物質中の鉛濃度のうち平均値で最高濃度を示した東京都の $81 \mu\text{g/m}^3$ を用いた³⁶⁾。

これらの各確率分布を基に、土地利用毎、年齢群毎の鉛摂取量の分布をモンテカルロシミュレーションで計算した。モンテカルロシミュレーションに際しては、Crystal Ball2000(Decisioneering Inc.) を用い、試行回数を10,000回とした。さらに確率密度関数を設定した各パラメータは互いに独立で相関はないと仮定した。

5-4-5 管理目標値算出

各土地利用において最大鉛摂取量となる年齢群をリスク評価の対象に選定した。なお、最大鉛摂取量は、いずれの土地利用においても最も低い年齢群であった。

$$Pb_{(Intake)}^{L,max} = \max(Pb_{(Intake)}^{L,y}) \quad \text{数式 5-15}$$

ここで、 $Pb_{(Intake)}^{L,max}$ ：土地利用 L における最大鉛摂取量である。

一般に慢性毒性を対象とした人の健康リスク評価では、汚染物質の摂取量が TDI と比較して大きい場合にリスクがあると判断される。

本研究では、暴露パラメータについて確率密度分布を設定しており、鉛摂取量は確率密度分布で算出される。ここで、鉛摂取量の確率密度分布においてどのパーセンタイル値をリスク評価に用いるかは、算出される管理目標値に大きな影響を与えるため、非常に重要である。通常は 95 パーセンタイル値が用いられるが、有害性が確認されている物質については、安全側の基準値の設定として 99 パーセンタイル値を採用することも考えられる。

しかし、U.S.E.P.A.は、鉛汚染土壌の直接摂取に対する人の健康リスクについて、判定基準を血中鉛濃度が $10 \mu\text{g/dL}$ を超過する割合が 5%を越えないことと設定しており、全経路からの鉛摂取量の確率密度分布から血中鉛濃度の確率密度分布を算出し、血中鉛濃度が $10 \mu\text{g/dL}$ を超過する割合が 5%を越えた場合を浄化の発動基準として定めている³⁷⁾。また、日本では、鉛の土壌含有量基準の設定における汚染物質摂取量の算定には確率密度分布を用いていないが、影響が大きい暴露パラメータである体重については平均値を、土壌摂取量に関しては安全側である 95 パーセンタイル値を用いている。

さらに、人の健康リスクの判定基準の設定の違いに着目すると、本研究では血中鉛濃度を現在よりも上昇させないように TDI を設定している。したがって、先に述べたとおり、鉛摂取量が TDI を超過した場合においても、人体への影響の懸念があるとされている血中鉛濃度 $10 \mu\text{g/dL}$ に直ちに達するわけではない。

以上のことから、本研究では、土地利用形態と土壌中の鉛濃度ごとに算出された鉛摂取量の 95 パーセンタイル値が、TDI に一致する土壌中の鉛濃度を当該土地利用の管理目標値 ($TarC_{(consoil)}^L$) とした(図 5-3)。

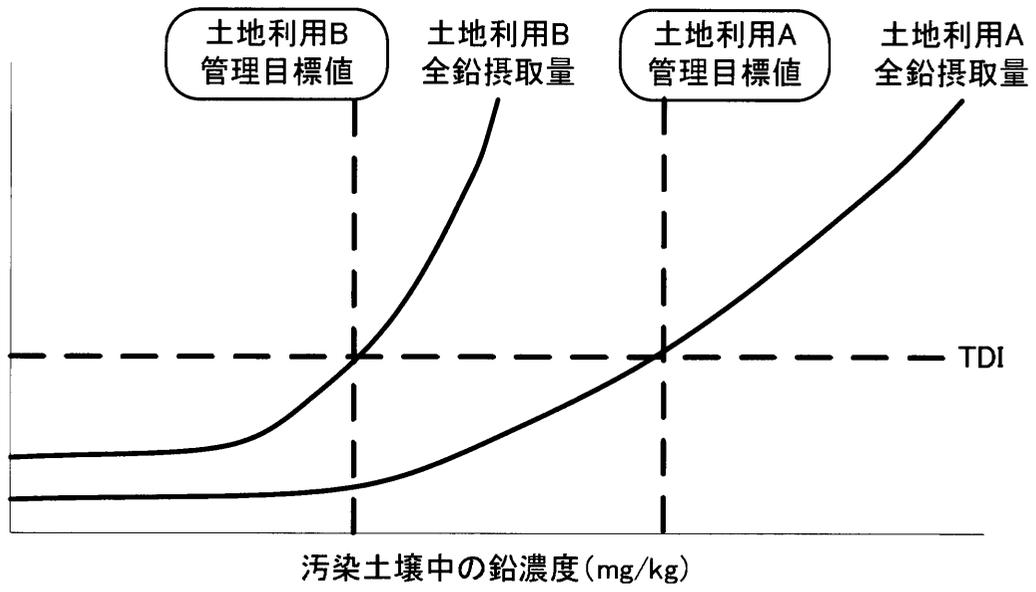


図 5-3 管理目標値設定の概念図

5-5 対策費用算出

前節で設定した土地利用別の管理目標値を、実際に鉛による土壤汚染が確認された10サイトに適応して、土地利用別に対策必要面積および対策費用を算出した。また、算出された対策必要面積および対策費用を土壤含有量基準で実施した場合と比較し、対策費用削減効果について検討した。

鉛による土壤汚染が確認された10サイトのデータを表5-6に示す。これらのサイトでは、概ね100m²に1地点の割合で土壤調査が実施されており、土壤含有量基準超過が確認された範囲については掘削除去にて対策が実施された。対象サイトのうち7サイト(a-g)は、過去に工場として鉛を使用していた履歴が確認された。この7サイトの中3サイト(a-c)は土壤汚染対策を完了後、住宅地として利用され、4サイト(d-g)は工・商用地として利用されている。また、残りの3サイト(h-j)は過去に倉庫やオフィスビル等の商用地として利用されており、鉛の使用履歴は確認されなかった。これらのサイトは土壤汚染対策完了後、2サイト(h, i)は商用地として、1サイト(j)は住宅地として利用されている。

サイトa-eは敷地面積の20%以上で土壤含有量基準を超過する鉛が確認され、土壤中の鉛濃度の幾何平均値も100mg/kgを超過している。またサイトf-jは土壤含有量基準超過が確認されたのは敷地面積の10%以下であり、土壤中の鉛濃度の幾何平均値も50mg/kg以下である。対策費用は次式で計算した。

$$MC_{(consoil)}^L = V_{(consoil)}^L \times Cost \quad \text{数式 5-16}$$

$$V_{(consoil)}^L = \sum (A^L(n)(C_{(consoil)}(n) > TarC_{(consoil)}^L) \times D^L(n)) \quad \text{数式 5-17}$$

ここで $MC_{(consoil)}$:対象サイトの土壤汚染対策費用(円)、 $V_{(consoil)}$:対象サイトの対策体積(m³)、 $Cost$:1m³辺りの対策費用(円)、 $A(n)$:調査地点nが代表する面積(m²)、 $C_{(consoil)}(n)$:調査地点nの土壤中の鉛濃度(mg/kg)、 $D(n)$:調査地点nの管理目標値適合を確認した深度(m)、 $TarC_{(consoil)}^L$:土地利用形態と土壤中の鉛濃度ごとに算出された鉛摂取量の95パーセントイル値が、TDIに一致する土壤中の鉛濃度を当該土地利用の管理目標値、である。

土壤汚染対策は、土壤含有量基準もしくは管理目標値を超過した範囲および深度のみ実施するとし、対策方法は掘削除去後、埋め立て処分をすると仮定した。現在、掘削除去後、

埋め立て処分を実施すると汚染土壌 1m^3 当り 45,000 円～55,000 円(比重 $1.8\text{g}/\text{cm}^3$ で算定) の処理費用がかかるといわれている³⁸⁾。処理費用は徐々に安くなってきているが、本研究では 1m^3 当りの対策費用を 50,000 円とした。

表 5-6 対象サイトのデータ

	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j
過去の土地利用	工場	工場	工場	工場	工場	工場	工場	商用地	商用地	商用地
対策後の土地利用	住宅地	住宅地	住宅地	工場	商用地	商用地	商用地	商用地	商用地	住宅地
対象地面積(m ²)	4,500	3,500	24,000	5,500	72,000	80,000	130,000	3,000	57,000	12,000
土壌含有量基準超過面積 ／全面積	62%	36%	25%	48%	44%	1.5%	0.2%	6.3%	1.0%	0.8%
幾何平均濃度(mg/kg)	274	145	113	243	144	22	15	40	13	8
最高濃度(mg/kg)	9,900	6,200	13,000	22,000	43,000	5,500	630	520	1,300	570

5-6 結果

5-6-1 非汚染地における鉛摂取量

日本において土壌汚染サイトと関りなく生活した場合の鉛摂取量、および摂取経路を表5-7に示す。

鉛摂取量が最も多かった年齢群は1-6歳で3.0 $\mu\text{g/kg/day}$ (95パーセントタイル値、以下鉛摂取量は95パーセントタイル値)で、年齢群が高くなるに従い減少する傾向を示した。これらの経路からの鉛摂取量がTDIに対する寄与率は、最も高い1-6歳で84%であった。

また、摂取経路別でみると寄与率が最も高いのは食品および飲料水経由であり、大気経由の寄与率が最も低かった。

表 5-7 一般環境からの鉛摂取量と摂取経路

年齢群	鉛 摂 取 量 ($\mu\text{g/kg/day}$)	鉛摂取量が TDIに占める 割合	摂取経路別鉛摂取量($\mu\text{g/kg/day}$)		
			食品および 飲料水	大気	非汚染土壌
1-6 歳	3.0	84%	2.6	0.04	0.34
7-12 歳	1.9	54%	1.8	0.01	0.09
13-15 歳	1.3	37%	1.3	0.004	0.05
16-19 歳	1.2	33%	1.1	0.003	0.05
20-69 歳	1.0	29%	1.0	0.006	0.04

5-6-2 年齢群別の鉛摂取量

複数の年齢群による土地利用を考慮した住宅地、公園、学校および工・商用地について、年齢群別の鉛摂取量を図 5-4～図 5-7 に示す。その結果、いずれの汚染土壤中の鉛濃度においても、鉛摂取量は住宅地、公園では 1-6 歳、学校では 7-12 歳、工・商用地では 16-19 歳が最も多くなり、低年齢群ほど鉛摂取量が多くなることが確認された。住宅地、公園の 1-6 歳と生涯の鉛摂取量を比較すると、汚染土壤中の鉛濃度が 100mg/kg 以下では 1-6 歳の鉛摂取量が生涯の約 2.5 倍、1,000mg/kg では約 5 倍、10,000mg/kg では公園で約 9 倍、住宅地で約 6 倍であった。また、工・商用地では、16-19 歳と 20-69 歳の摂取量はほぼ同じ値であった。

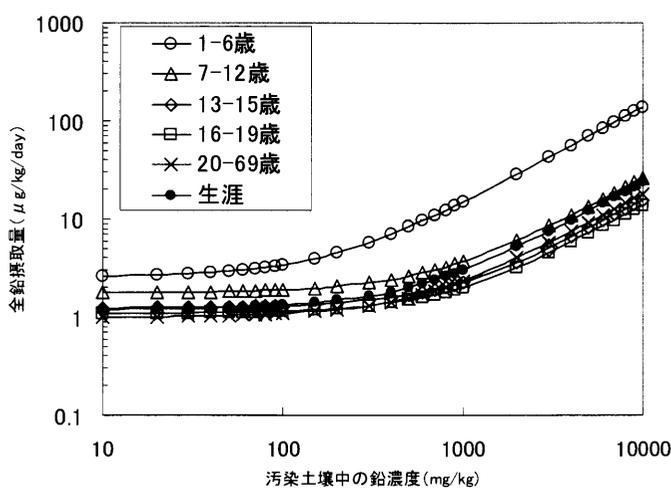


図 5-4 年齢群別の鉛摂取量 (住宅地)

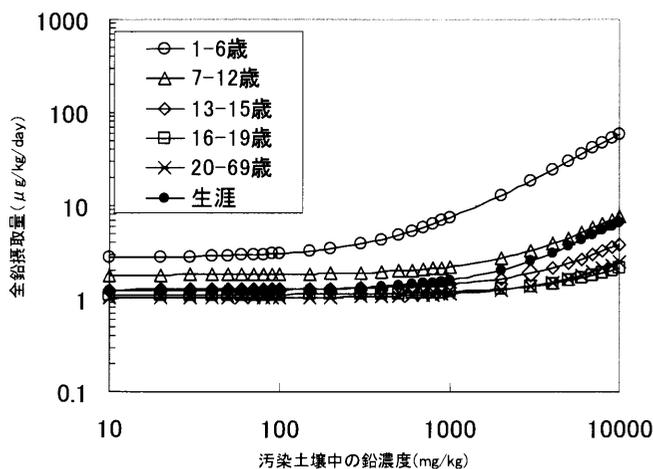


図 5-5 年齢群別の鉛摂取量 (公園)

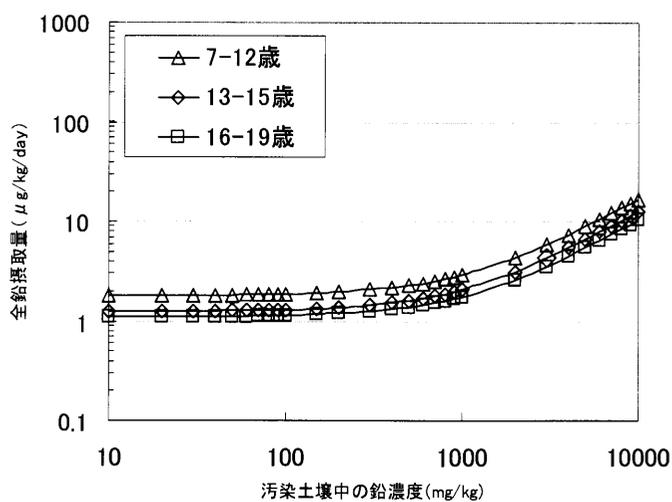


図 5-6 年齢群別の鉛摂取量 (学校)

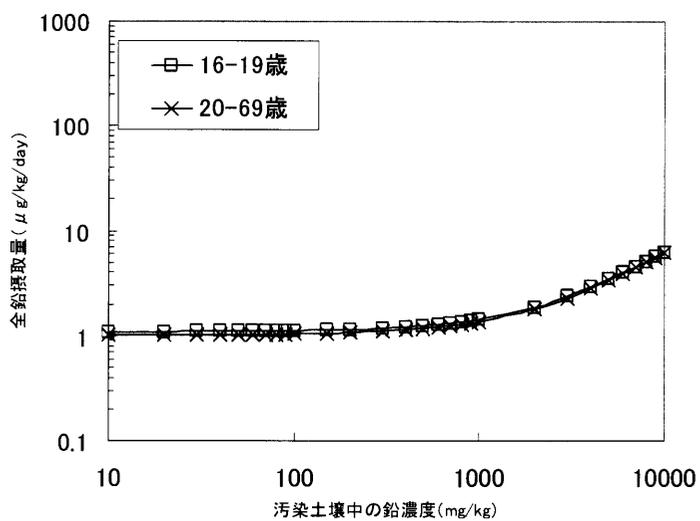


図 5-7 年齢群別の鉛摂取量 (工・商用地)

5-6-3 土地利用別の鉛摂取量

土地利用別の鉛摂取量を図 5-8 に示す。複数の年齢群による土地利用が考えられる住宅地、公園、学校、工・商用地については、最も鉛摂取量が多い年齢群を対象とした(住宅地、公園：1-6歳、学校：7-12歳、工・商用地：16-19歳、図 5-4～図 5-7)。

土地利用別の鉛摂取量を比較すると、いずれの汚染土壤中の鉛濃度においても、鉛の摂取量は住宅地が最も多く、保育園、公園、学校の順番で、最も摂取量が少ないのは工・商用地であった。

また、汚染土壤中の鉛濃度が 100mg/kg までは各土地利用とも鉛摂取量に大きな変化はなく、住宅地、公園、保育園が 3.0～3.4 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、小学校が 1.9 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、最も少ない工・商用地で 1.4 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となった。また、汚染土壤中の鉛濃度が 1,000mg/kg では、摂取量が最も多い住宅地で 15 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、最も少ない商用地で 1.4 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となり、約 11 倍の差が確認された。

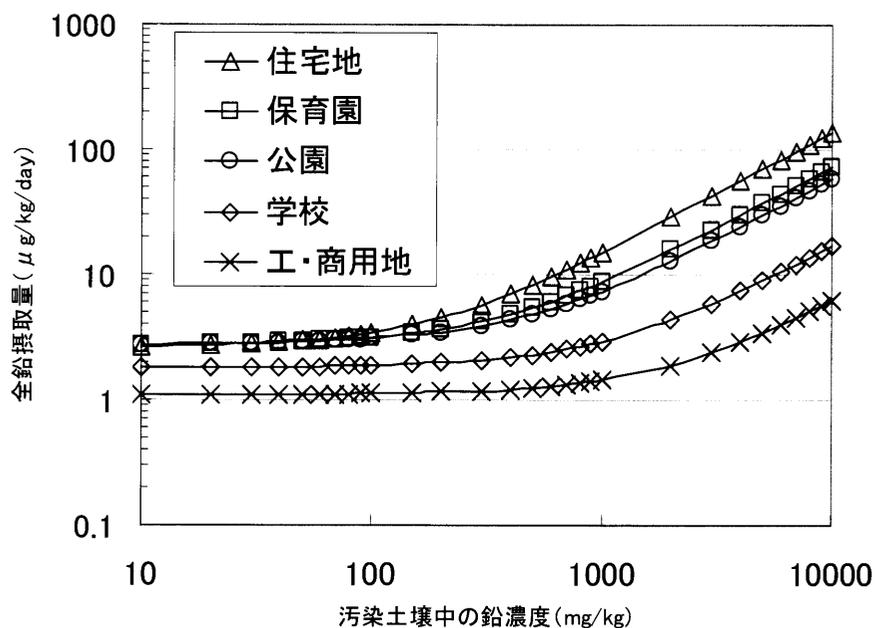


図 5-8 土地利用別の鉛摂取量

5-6-4 管理目標値

汚染地を利用した場合の土地利用別の土壌中の鉛濃度の管理目標値を表 5-8 に示す。最も $TarC_{(consoil)}$ が低い土地利用は、住宅地の 100mg/kg であり、次いで保育園、公園の 200mg/kg であった。また、学校、工・商用地は、1400mg/kg、5100mg/kg であった。

表 5-8 土地利用別の管理目標値

土地利用	管理目標値
住宅地	100 mg/kg
保育園	200 mg/kg
公園	200 mg/kg
学校	1400 mg/kg
工・商用地	5100 mg/kg

5-6-5 対策費用

管理目標値(表 5-8) を実際に鉛による土壤汚染が確認された 10 サイトに適応した結果、各サイトの対策必要面積の変動を図 5-9 に、対策費用減少率を図 5-10 に示す。

対策必要面積は、土壤含有量基準超過面積が 1000m² 以下のサイト(g-j) では、土地利用が学校、工・商用地では、0m²(対策必要なし) となった。また、それ以外の 6 サイトにおいても、学校の土地利用で対策必要面積が 50-92%、商用地の土地利用では 86-99%減少した。

対策費用は、住宅地では増加しているが、それ以外の土地利用では減少しており、減少率の平均値は保育園、公園で 8%(範囲：0-29%)、学校で 86%(50-100%)、工・商用地で 96%(86-100%) であった。

また、現在の土地利用に基づく管理目標値による対策を実施した場合の、対策費用減少率と対策費用を図 5-11 に示す。現在の土地利用が住宅地の 4 サイト(a-c, j) では対策費用の変化がない、もしくは増加しているが、工・商用地の 6 サイト(d-i) では、3 サイト(g-i) で対策が必要ないと判断され、対策が必要な 3 サイトでもサイト d では 3 億円(減少率 83%)、サイト e では 32 億円(減少率 99%)、およびサイト f では 1.1 億円(減少率 92%) の対策費用が削減された。

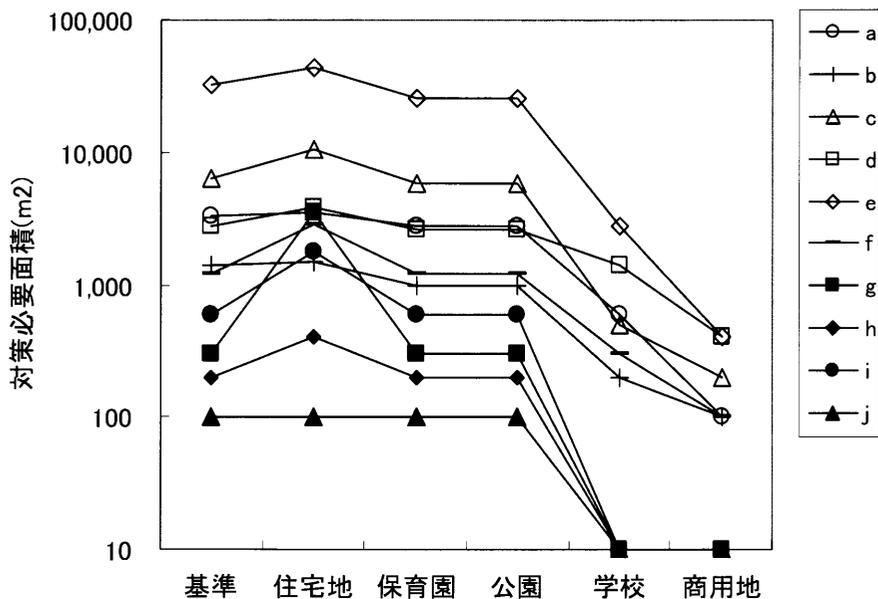


図 5-9 各サイトの土地利用別の対策面積(ここで基準とは土壤含有量基準をさす)

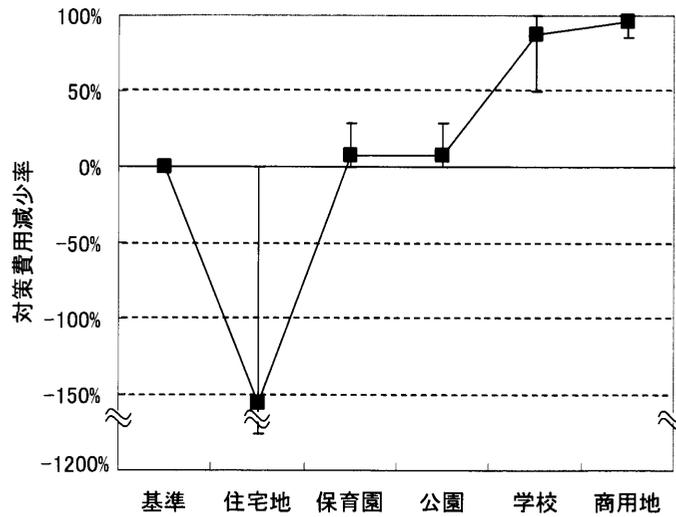


図 5-10 土地利用別の対策費用減少率 (ここで基準とは土壌含有量基準をさす)

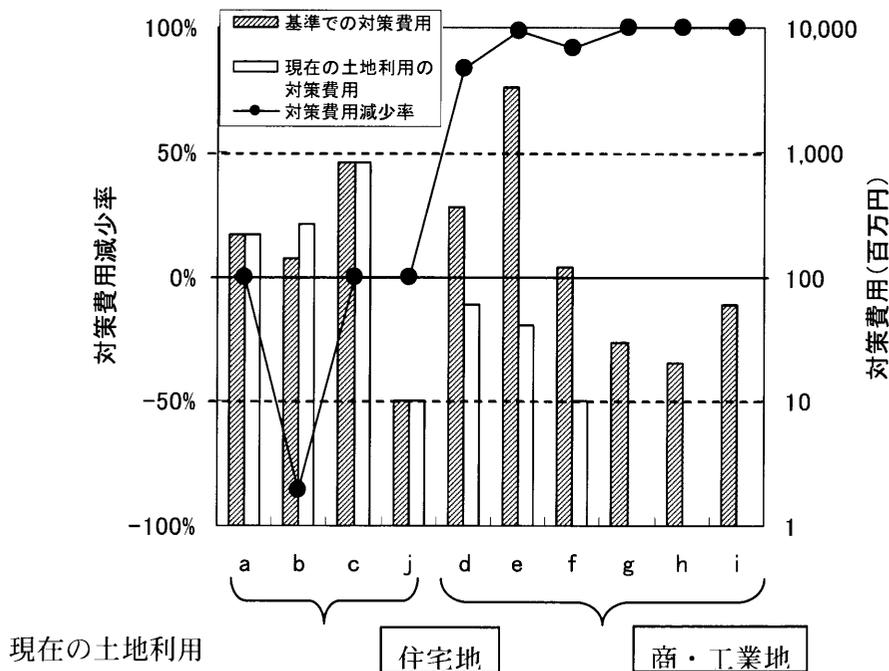


図 5-11 現在の土地利用における土壌汚染対策費用および減少率 (ここで基準とは土壌含有量基準をさす)

5-7 考察

5-7-1 リスク評価方法の違いによる影響

土壌含有量基準の設定におけるリスク評価と本研究のリスク評価方法の違いが鉛摂取量に与える影響について、汚染土壌以外の経路からの鉛摂取量と人の健康リスクの判定基準の2点から検討した。

5-7-1-1 土壌以外の媒体からの摂取量

汚染土壌以外の経路からの鉛摂取量について検討する。土壌含有量基準の設定においては、TDIの90%にあたる鉛を汚染土壌以外の経路から摂取すると仮定している。一方、本研究では、日本の一般環境において鉛は食品、飲料水、大気および非汚染土壌を経由して摂取するとして鉛摂取量を算出した。その結果、鉛摂取量が最も多かった1-6歳の年齢群で $3.0 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、最も少なかった20-69歳の年齢群で $1.0 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった(表5-7)。ここで、低年齢群において食物および飲料水経由の鉛摂取量が多くなる要因は、低年齢群では体重当りの食物経由の鉛摂取量が増加するためである(図5-12)。

本研究で算出された1-6歳の鉛摂取量 $3.0 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ がTDI($3.57 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)に対して占める割合は84%であり、土壌含有量基準の設定における90%より僅かに少ない。この結果、日本において汚染土壌経由の鉛摂取に対して許容できる鉛摂取量は、最も少ない1-6歳で $0.57 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となり、土壌含有量基準設定に仮定した $0.36 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ (TDIの10%)の約1.5倍である。この点においては、土壌汚染対策法に基づく現行の土壌含有量基準は日本人の鉛汚染土壌による直接摂取のリスクを僅かに過大評価しているが、概ね適切であると考えられる。

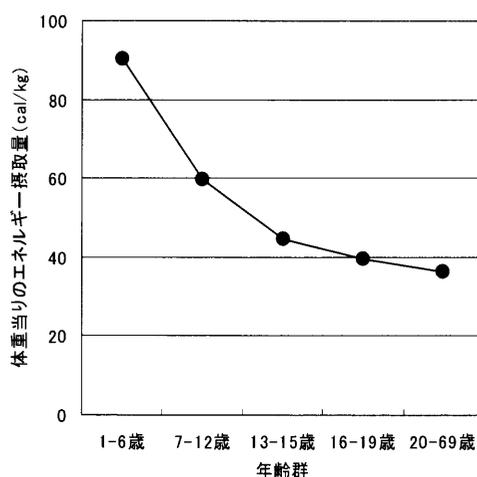


図 5-12 年齢群別の体重当りのエネルギー摂取量

5-7-1-2 リスク評価期間の違いの影響

リスク評価期間違いによる影響について検討する。人の健康リスクの判定基準は、土壌含有量基準の設定においては生涯(70年間)の鉛摂取量がTDIを超過しないこととしている¹³⁾。一方、本研究では、リスク評価の期間を5つの年齢群に分割し、年齢群ごとに算出した鉛摂取量が、いずれの年齢群においてもTDIを超過しないこととした。これは鉛が人の健康に及ぼす影響に対して、小児や妊婦の感受性が高いことが確認されており、このような場合は、リスク評価期間を生涯ではなく感受性が高い期間(例えば小児として1-6歳)における影響を確認するべきと判断したためである。U.S.E.P.A.²²⁾、オランダ¹¹⁾、イギリス⁸⁾、ドイツ⁷⁾でも同様の考え方が採用されている。

これらの年齢群ごとの鉛摂取量を算出した結果、いずれの土地利用においても年齢群が低いほど鉛摂取量が増加した(図5-4～図5-7)。住宅地における1-6歳の鉛摂取量は、土壌含有量基準の設定に用いられた生涯の鉛摂取量と比較して、汚染土壌の鉛濃度が100mg/kgで2.6倍、1,000mg/kgで5.0倍、10,000mg/kgで5.9倍であった。この点においては、土壌汚染対策法に基づく現行の土壌含有量基準は日本人の鉛汚染土壌の直接摂取のリスクを、特に1-6歳児について過小に評価している。

これらの汚染土壌中の鉛濃度の増加に伴う全鉛摂取量の増加の内訳は、食品、飲料水経由、非汚染土壌経由、大気経由の鉛摂取量が常に一定であり、それに汚染土壌経由の鉛摂取量が増加することで全鉛摂取量が増加する(図5-13)。このことから、1-6歳の年齢群の鉛摂取量が多く算定されるのは、汚染土壌以外の経路からの鉛摂取量が多いこと(表5-7)、および1-6歳の年齢群では1日の土壌摂取量がそれ以外の年齢群よりも多いことが主な原因である。なお、1-6歳の年齢群における食事の内容が大人と大きく異なる可能性がある。とくに、授乳期の乳児の食事内容は大人と全く異なるため、本算定には大きな仮定があることに注意する必要がある。乳児の食事による鉛摂取量に関するデータが得られれば、より確度の高い計算が可能となる。

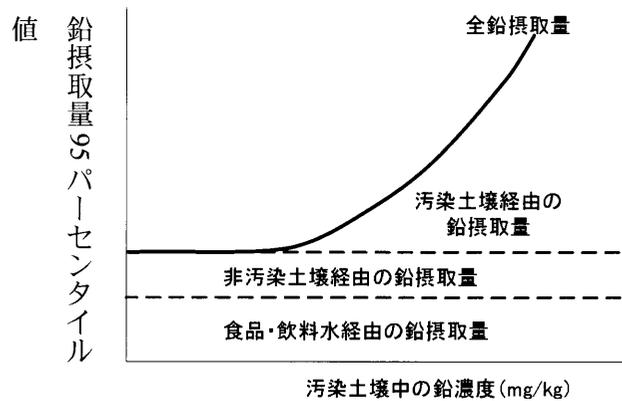


図 5-13 鉛摂取量の内訳(大気経由は 1%以下のため記載していない)

5-7-2 住宅地の管理目標値

本リスク評価の結果、住宅地の管理目標値は 100mg/kg と土壤含有量基準(150mg/kg 以下)よりも小さい濃度となった(表 5-8)。これは、本リスク評価において小児の感受性が高いことを考慮し、年齢群別のリスク評価を実施したことが主な要因である。しかしながら、この結果は本研究で設定した管理目標値 100mg/kg を超過する鉛を含有する土壤上に居住した場合においても、直ちに人体への影響が生じるわけではないことに注意が必要である。なぜなら、本研究における人の健康リスクの判定基準は血中鉛濃度を上昇させないことと設定しており、そのための TDI を用いている。つまり、鉛摂取量が TDI を超過した場合においては、血中鉛濃度が上昇する可能性が生じるが、人体への影響の懸念があるとされている血中鉛濃度 $10 \mu\text{g/dL}$ に達するかどうかは不明である。そのため、人体への影響の有無を評価するためには、当該鉛摂取量における血中鉛濃度を推定する必要がある。

ここでは、土壤含有量基準 (150mg/kg) および住宅地の管理目標値(100mg/kg) と同等の鉛濃度が存在する土壤の上に居住した場合における、人の健康影響の恐れが最も高い 1-6 歳の小児の血中鉛濃度の分布の推定を以下の方法で実施した。まず、一般の小児の血中鉛濃度は、日本人の血中鉛濃度の幾何平均値($1.4 \mu\text{g/dL}$) および血中鉛濃度の分布の幾何標準偏差 (1.6) を使用した²²⁾。この値は、小児においても大きな違いはないことが確認されている²²⁾。次に、汚染土壌中の鉛濃度を 150mg/kg とし、鉛摂取量の分布を本研究の方法で算出した。また、鉛摂取量による血中鉛濃度の上昇については、J.E.C.F.A.の仮定(TDI を超過した鉛を摂取した場合、 $1 \mu\text{g/kg/day}$ の食品経由の鉛摂取量に対して血中鉛濃度が $1 \mu\text{g/dL}$ 上昇する)¹⁴⁾ を用いた。モンテカルロシミュレーションを行い、10 万回の計算を実施した。

推定された小児の血中鉛濃度のヒストグラムを図 5-14 に示す。その結果、土壤含有量基

準と同等の濃度の鉛濃度が存在する土壤の上に居住した場合の血中鉛濃度の幾何平均値は $1.41 \mu\text{g/dL}$ 、人体への影響の懸念があるとされている血中鉛濃度 $10 \mu\text{g/dL}$ を超過する確率は 0.001% (10 万分の 1) となった。また、住宅地の管理目標値では、血中鉛濃度の幾何平均値は $1.39 \mu\text{g/dL}$ 、人体への影響の懸念があるとされている血中鉛濃度 $10 \mu\text{g/dL}$ を超過する確率は 0.001% 以下 (10 万の一以下) となった。以上のことから、現在定められている土壤含有量基準および本研究の管理目標値の濃度の鉛が土壤の上に居住した場合でも、人の健康リスクは低いと考えられ、土壤含有量基準は日本における鉛汚染土壤の直接摂取のリスクを管理できると判断された。また、この結果は、本研究の管理目標値の設定におけるリスク評価方法(鉛摂取量の 95 パーセンタイル値が TDI を超過しない) についても、日本における鉛汚染土壤の直接摂取のリスクを管理できることも示している。

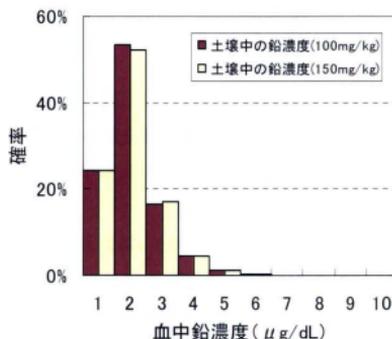


図 5-14 鉛濃度が 100mg/kg および 150mg/kg の土壤上に居住した場合の小児(1-6 歳)の血中鉛濃度のヒストグラム

5-7-3 土地利用毎の管理目標値

土壤汚染地の土地利用形態を考慮することの影響について検討する。鉛摂取量は土地利用の種類により大きく異なり(図 5-8)、それがリスク評価の結果に反映され、同じ人の健康リスクに対して管理目標値は最も低い住宅地で 100mg/kg 、最も高い工・商用地で $5,100\text{mg/kg}$ と土地利用の種類により大幅に異なる結果となった。これらの摂取量および管理目標値の違いは、土壤汚染地における実滞在日数が工・商用地は住宅地と比較して約 $1/3$ であること

(表 5-5)、工・商用地では鉛摂取量が少ない 16-19 歳および 20-69 歳の年齢群の利用しかないことによるものである。

諸外国における土地利用別の規制値は、住居地域がドイツ、イギリス共に 400mg/kg、公園がドイツ 200mg/kg(子供の遊び場)、イギリス 400mg/kg、工・商用地がドイツ 2000mg/kg、イギリス 750mg/kg である^{7) 8)}。曝露パラメータや人の健康リスクの判定基準が異なるため一概には比較できないが、本研究の結果得られた土地利用別の管理目標値の方が土地利用の違いに対して幅を持っている。また、日本において揮発性有機化合物による汚染土壌の直接摂取リスクおよび汚染地下水飲用リスクに対して人の健康リスク評価を適応し土地利用別の管理目標値を設定した事例では、工・商用地の管理目標値は住宅地の約 2.5~12 倍と算定された^{11) 12)}。本研究の結果は、これらの研究と同様に土地利用により人の健康リスクが異なる点では同じであるが、住宅地と工・商用地の差については本研究では 51 倍と既往研究と比較し大きい。これは、本研究において 1 日における滞在時間を考慮したこと、物質の毒性を考慮して年齢群別のリスク評価を実施したことが主な要因である。

5-7-4 対策費用削減効果

これらの土地利用別の管理目標値を実際の鉛による土壌汚染サイトに適応すると、対策費用減少率の平均値は学校で 86%、工・商用地で 96%であり、対策費用が大幅に減少することが確認された(図 5-9)。

また、汚染規模が小さいサイトでは、5,000mg/kg を超過する濃度の鉛が検出される事例は少ない(表 5-6(g-j))。もし 5,000mg/kg を超過する濃度の鉛が検出されていなければ、工・商用地として利用する場合は土壌汚染対策を実施せずに利用しても鉛による人の健康影響の恐れは低いと考えられる。また、汚染規模が大きいサイトにおいても 5,000mg/kg を超過する濃度の鉛が検出されるのは一部の地点(本事例では全区画の 1-5%) であり、土壌汚染の規模が大きいほど浄化費用削減額は大きくなる(図 5-11)。

5-7-5 土地利用毎の管理目標値を導入するために

このような土地利用別の管理目標値に基づく汚染土壌管理を実施する場合には、当該土地の土壌環境に関する情報について適切に管理し、汚染土壌を外部に持ち出す場合、もしくは土地利用の用途を変更する場合には適切な対処が実施できる体制を構築する必要がある。土壌汚染対策法では、都道府県もしくは政令市が指定区域の情報を適切に管理し、適切な対処が完了すれば指定区域の指定を解除するとなっている³⁹⁾。土地利用別の管理目標値に基づく汚染土壌管理を実施する際には、当該土地について用途区域制限などの指定がさ

れ、もっとも安全側の管理目標値(鉛では住宅地)まで浄化した場合には指定が解除される等の法・条例の整備が必要であると考えられる。

このような土地利用毎の基準地のデメリットとしては、土地利用の変更時に新たな対策費用が発生する可能性があることがあげられる。日本では土地の用途変更が多いため、このような制度を導入する際には、まず、土地の用途変更が少ない工業専用地域等から導入することが重要であると考えられる。

5-8 総括

本章では、鉛を対象として土壌含有量基準の設定におけるリスク評価の問題点を整理し、日本の汚染土壌管理における新たな提案として、上記の問題点を改善した詳細なリスク評価に基づく土地利用別の管理目標値を算出し、その対策費用削減効果について検討した。土壌含有量基準のリスク評価手法の問題点は、年齢群ごとに鉛の摂取量と感受性が異なることを考慮していないこと、また、TDIの90%にあたる鉛を汚染土壌以外の経路から摂取すると仮定し、残り10%を土壌中から摂取しないようにするために、TDIの10%を汚染土壌経由の鉛の一日耐容摂取量としたことにある。

これらの問題を解決するために、本研究ではリスク評価の判定基準を、年齢群ごとに鉛の摂取量と感受性が異なることを考慮し、5つに区分した年齢群について、いずれの年齢群においても鉛摂取量がJ.E.C.F.A.のTDIを超過しないこととした。また、鉛は日常生活において食品、飲料水、大気および土壌を経由して摂取することから、日本における食品、飲料水、大気および非汚染土壌の鉛濃度のモニタリングデータを用いて汚染土壌以外からの鉛摂取量を算出した。これに、汚染土壌経由の鉛摂取量を加え、モンテカルロシミュレーションにより年齢群別、土地利用別の鉛摂取量の分布を算出した。次に、算出された全鉛摂取量の95パーセンタイル値が、TDIを超過しない最大となる土壌中の鉛濃度を当該土地利用の管理目標値とした。最後に、実際に鉛土壌汚染が確認された10サイトに土地利用別の管理目標値を適応した場合の対策費用を算出し、土壌含有量基準を一律の管理目標値とした場合と比較した。

これらのリスク評価により土地利用別の管理目標値を算出した結果、住宅地で最小値の100mg/kg、工・商用地で最大値の5,100mg/kgとなった。また、鉛土壌汚染が確認された10サイトに土地利用別の管理目標値を適応して対策費用を算出し、土壌含有量基準の場合と比較した。その結果、対策費用は住宅地では増加するものの、それ以外の土地利用では減少し、減少率の平均値は保育園、公園で8%、学校で86%、工・商用地で96%であった。また、住宅地の管理目標値は土壌含有量基準(150mg/kg以下)を下回ったが、土壌含有量基準

と同程度の濃度の鉛が土壌中に含有されていた場合においても、推定される血中鉛濃度が人体への影響が懸念されるレベルである $10 \mu\text{g/dL}$ を超過する確率は 0.01%以下となることから、土壌含有量基準を管理目標値とした場合でも日本における住宅地での鉛汚染土壌の直接摂取のリスクを管理できると判断された。

これらのことは、土地利用を考慮した人の健康リスク評価に基づく管理目標値の導入により、同じ人の健康リスクを人の健康リスクの判定基準とした場合でも、土地利用ごとに管理目標値が異なることを示している。また、工・商用地等の土地利用において、住宅地と同じレベルの健康リスクを判定基準としても、土壌汚染対策法に基づく現行の土壌含有量基準による対策費用と比較して、必要な対策費用を 1/10 以下まで削減が可能であることを示している。

以上の結果は、土地利用を考慮した人の健康リスク評価に基づく管理目標値の導入が、日本においてより柔軟な汚染土壌管理を可能にすることを示唆している。本研究では、日本において土壌汚染事例の最も多いことから、鉛を対象物質とした。しかしながら、土壌の直接摂取のリスクが考えられる土壌汚染に係る有害物質は日本では重金属類 9 物質が規定されている。これらの物質についても同様のリスク評価を実施し、土地利用別の管理目標値を設定することで、より柔軟な土壌汚染管理が可能となると考えられる。

しかしながら、これらの有害物質の毒性についての情報量、一般環境におけるモニタリングデータ等の情報量はそれぞれ異なるため、全物質について詳細なリスク評価を個別に実施するには多大な労力が必要になる。そのため、第一段階として、緊急性が高く(汚染事例が多い)、毒性についての情報、一般環境におけるモニタリングデータを集めやすい物質—例えば、砒素等—について取り組むことが望ましい。

また、このような土地利用別の管理目標値に基づく汚染土壌管理を実施する場合には、当該土地の土壌環境に関する情報について適切に管理し、汚染土壌を外部に持ち出す場合、もしくは土地利用の用途を変更する場合には適切な対処が実施できる体制を構築する必要がある。土壌汚染対策法では、都道府県もしくは政令市が指定区域の情報を適切に管理し、適切な対処が完了すれば指定区域の指定を解除するとなっている⁴⁰。土地利用別の管理目標値に基づく汚染土壌管理を実施する際には、当該土地について用途区域制限などの指定がされ、もっとも安全側の管理目標値(鉛では住宅地)まで浄化した場合には指定が解除される等の法・条例の整備が必要であると考えられる。

このような土地利用毎の基準地のデメリットとしては、土地利用の変更時に新たな対策費用が発生する可能性があることがあげられる。日本では土地の用途変更が多いため、こ

のような制度を導入する際には、まず、土地の用途変更が少ない工業専用地域等から導入することが重要であると考えられる。

なお、本リスク評価では、土壌溶出量基準により規制されている土壌から地下水への溶出に起因する地下水飲用等の暴露経路は考慮していない。土壌含有量が管理目標値に適合した場合においても、土壌溶出量基準を超過する溶出量が確認された場合は、別途対応が必要である。

参考・引用文献

- 1) 環境省 (2006) , 平成 16 年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果, pp.42-56,環境省
- 2) U. S. Environmental Protection Agency (1989) , Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A) Interim Final, EPA/540/1-89/002.
- 3) U. S. Environmental Protection Agency (2002) , Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites, OSWER 9355.4-24.
- 4) Integrated Risk Information System (2004) , Lead and compounds (inorganic) ; CASRN 7439-92-1, accessed at February, 23, 2006.
- 5) U. S. Environmental Protection Agency (1994) ,GUIDANCE MANUAL FOR THE IEUBK MODEL FOR LEAD IN CHILDREN, OSWER #9285.7-15-1
- 6) U. S. Environmental Protection Agency ホームページ”Lead Risk Assessment”
<http://www.epa.gov/superfund/programs/lead/pbrisk.htm> , accessed at February, 23, 2006.
- 7) Centers for Disease Control and Prevention (1991) ,Preventing Lead Poisoning in Young Children., A Statement by The Centers for Disease Control and Prevention – October 1991.
- 8) U. S. Environmental Protection Agency (2001) , 40 CFR Part 745, Lead; Identification of Dangerous Levels of Lead; Final Rule - 1/5/2001.
- 9) Federal Ministry for the Environmental ,Nature Conservation and Nuclear Safety (1999) ,Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BBodSchV) dated 12 July 1999.
- 10) Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environmental Agency(2002) ,Soil Guideline Values for Lead Contamination.
- 11) RIVM (2001) , Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report 711701 025,68.
- 12) 環境省(2001) ,土壌の直接摂取によるリスク評価等について 平成 13 年 8 月 土壌

の含有量リスク評価検討会.

- 13) Joint FAO/WHO Expert Committee (2002) , Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives,
- 14) 川辺能成, 駒井武, 坂本靖英 (2003) ,わが国における土壌中重金属類の曝露量推定—地圏環境評価システムの開発に関する研究—,資源と素材,119,427-433.
- 15) 藤長愛一郎, 森澤真輔, 米田稔, 吉岡昌徳, 直井彰秀, 笹本譲 (2005) ,土壌・地下水汚染の健康リスク管理手法 ,土壌環境センター技術ニュース,No.10,30-35.
- 16) 笹本譲, 小山孝, 大隈省二郎, 直井彰秀, 藤長愛一郎(2005) ,健康リスク評価の適応による土壌汚染サイトの土地有効活用に関する提案 ,土壌環境センター技術ニュース,No.9,30-35.
- 17) Joint FAO/WHO Expert Committee (1993) , Safety evaluation of certain food additives and contaminants (WHO Food Additives Series, 44) ,
<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v44jec12.htm>, accessed at February, 23, 2006.
- 18) Centers for Disease Control and Prevention(2005) ,Preventing Lead Poisoning in Young Children, A Statement by the Centers for Disease Control and Prevention August 2005.
- 19) Agency for Toxic Substances and Disease Registry(2000) , Case Study in Environmental Medicine: Lead Toxicity, Expiration Date: October 4, 2006, accessed at February, 23, 2006.
- 20) Joint FAO/WHO Expert Committee (1986) , Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. (WHO Food Additives Series, No. 21) ,
<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v21je16.htm>, accessed at February, 23, 2006.
- 21) U. S. Environmental Protection Agency ホームページ”Lead Risk Assessment”
<http://www.epa.gov/superfund/programs/lead/pbrisk.htm> , , accessed at February, 23, 2006.
- 22) 中西準子, 小林憲弘, 吉田喜久雄(2006) ,詳細リスク評価書 鉛, 産業技術総合研究所, 丸善.
- 23) U. S. Environmental Protection Agency (1999) ,Short Sheet: IEUBK Model

-
- Bioavailability Variable, EPA #540-F-00-006, OSWER #9285.7-32.
- 24) U. S. Environmental Protection Agency (1996) , Recommendations of the Technical Review Workgroup for Lead for an Approach to Assessing Risks Associated with Adult Exposures to Lead in Soil, EPA-540-R-03-001.
- 25) 環境省(監修) ,土壌環境センター(編集) (2002) ,土壌汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説書,Appendix3.
- 26) (独) 健康・栄養研究所ホームページ(1995) ,「健康栄養情報基盤データベースシステム」 , http://nihn-jst.nih.go.jp:8888/nns/owa/nns_main.ab01 , accessed at February, 23, 2006.
- 27) NHK 放送文化研究所(2001) ,国民生活時間調査:データブック 2000 全国
- 28) J. H. Van Wijnen, P. Clausen, B. Brunekref(1990) ,Estimated soil ingestion by children, Environmental Research, 51, 147-162.
- 29) Stephen C. Sehppard (1995) , Parameter values to model the soil ingestion pathway, Environmental Monitoring and Assessment, 34, 27-44.
- 30) Oregon DEQ(2000) , Guidance For Conduct of Deterministic Human Health Risk Assessments, Appendix A,15-16.
- 31) (独) 産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター資料(2005) ,曝露係数ハンドブック 呼吸率, <http://unit.aist.go.jp/crm/exposurefactors/index.htm>, accessed at February, 23, 2006.
- 32) (独) 産業技術総合研究所 地質調査総合センター資料(2004) ,日本の地球化学図 データ , <http://www.aist.go.jp/RIODB/geochemmap/data/data.htm>, accessed at February, 23, 2006.
- 33) 松田りえ子, 米谷民雄, 小西良子, 杉山英男, 食品の安全性高度化推進研究事業食品の有害物質等の摂取量の調査及び評価に関する研究 厚生労働科学研究費補助金, 平成 16 年度総括・分担研究報告書, 2005
- 34) 保元美保子, 今井美子, 河村佐規子, 木村恵子, 山本久美子, 岩見億丈, 渡辺孝男, 池田正之, 新保慎一郎, 日本人の食事からのカドミウムおよび鉛摂取量, 食物学会

- 誌, 28, 8-16.
- 35) World Health Organization (2006) ,Guidelines for drinking-water quality third edition, volume 1, 205..
- 36) ぎょうせい(1997) , 日本の大気汚染状況 平成9年度版.
- 37) U. S. Environmental Protection Agency (1998) , CLARIFICATION TO THE 1994 REVISED INTERIM SOIL LEAD GUIDANCE FOR CERCLA SITES AND RCRA CORRECTIVE ACTION FACILITIES, EPA/540/ F-98/030.
- 38) 森島義博, 八巻淳, 廣田祐二(2003) ,土壤汚染と不動産評価・売買, 124 pp.
- 39) 環境省(監修) ,土壤環境センター(編集) (2002) ,土壤汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説書,173-175.
- 40) 環境省(監修) ,土壤環境センター(編集) (2002) ,土壤汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説書,173-175.

第6章 健康リスク評価の導入による対策費用削減効果2

- 事業所の地下水汚染対策方針による 人の健康リスク削減と対策費用への影響に関する検討 -

6-1 6章の概要と構成

5章、6章では、ブラウンフィールド問題を解決するための政策の一つとして、人の健康リスク評価方法の導入による対策費用削減効果について検討する。5章では、日本において考慮されている二つの暴露経路のうちの一つである汚染土壌の直接摂取の経路を対象として詳細な人の健康リスク評価の導入による対策費用削減効果について検討した。

6章では、もう一つの暴露経路である汚染地下水の摂取を対象暴露経路として、地下水汚染物質として一般的であり、広範囲の汚染の原因となる揮発性有機化合物（以下、VOC）の1種であるトリクロロエチレンを対象物質とし、周辺状況を考慮した人の健康リスク評価の導入による、対策費用削減効果について検討した。

最初に6-2にて、土壌溶出量基準および地下水環境基準の設定根拠と既往研究について述べる。次に、6-3では、本章の目的を述べ、6-4では、リスク評価方法を、6-5では適応サイトと評価条件について述べる。6-6では、リスク評価結果および対策費用削減効果の結果を、6-7では、考察を述べ、最後に6-8で総括をした。

本章は、地下水学会2006年秋季大会で講演した内容および、土壌環境センター技術ニュースに投稿し、受理、掲載された論文の内容が含まれている。

6-2 日本の現行の制度とリスクの考え方

6-2-1 汚染地下水に起因するリスクと基準

土壌汚染に起因する人の健康リスクは、同じ濃度の汚染があった場合でも、汚染地の利用形態や周辺の地下水利用状況等によって大きく異なる。VOC 汚染地下水の摂取による人の健康リスクに限れば、暴露経路は井戸における汚染地下水の利用であり、リスク受容体は汚染地下水が到達する範囲に存在する井戸の利用者である。このリスクは、水文・地質状況、飲用井戸の有無・位置・利用状況、汚染物質の物性により大きな影響を受ける。

しかしながら、日本における VOC 汚染地下水の摂取による人の健康リスクを防止するための土壌溶出量基準および地下水環境基準は周辺状況等に係らない一律の基準値である。稼働中の事業所において VOC 土壌・地下水調査が実施され、地下水環境基準を超過する濃度の VOC が地下水に含まれている場合には対策が実施される。

6-2-2 採用される対策とその範囲

実施される対策には、地下水揚水等による汚染地下水の敷地外への流出防止を目的とする対策（緊急対策）と供給源となっている汚染源を浄化する汚染源対策の2種類が存在する。汚染源対策を実施せずに、緊急対策として地下水揚水等による汚染地下水の敷地外への流出防止のみを実施した場合には、汚染源からの汚染物質の供給が断たれておらず非常に長期にわたる地下水揚水の継続が必要となるため、緊急対策を早期に停止するためには、必然的に汚染源対策が必要となる。現在の日本では、汚染源対策において VOC 汚染土壌の浄化目標値は土壌溶出量基準に適合する状態に、また汚染源において原液状の VOC 汚染地下水が存在する場合は、その範囲も浄化するのが一般的であり、これには非常に高額な土壌・地下水汚染対策費用が必要である。

現在、稼働中の事業所において土壌・地下水汚染問題に積極的に取り組んでいる事業者は経済的に余裕がある大企業が主であるが、今後、経済的に余裕がない中小企業もこれらの問題に直面すると考えられ、このような対策方針は中小企業にとり重い負担になると予想される。

6-2-3 人の健康リスクを防止する観点からの目的

土壌・地下水汚染対策の本来の目的は、人の健康リスクを防止することである。この観点からみると、稼働中の工場における VOC 汚染土壌・地下水の対策目標は、汚染源において土壌溶出量基準値地下水環境基準に適合させることではなく、飲用井戸において人の健康

リスクが許容されるレベルにすることといえる。この場合には、敷地境界と現存する飲用井戸の間に新たな飲用井戸が設置されないように周辺に情報公開をする等の対応が必要となる。

また、汚染原因者としての企業責任を果たすためには、敷地外における地下水（利用の有無に関係なく）について、利用された場合に人の健康リスクが許容されるレベルであることが必要になる場合もある。これは、敷地外において新たに地下水飲用井戸が設けられる可能性にも対応するためである。

前述の、汚染源の浄化目標値を土壌溶出量基準とする対策方針は、対象汚染源が影響を及ぼす全ての地下水において、人の健康リスクを許容されるレベルにすること（以下、完全浄化）とほぼ同義である。

このように稼働中の事業所における VOC 汚染土壌・地下水の対策方針は、その目的に応じて複数案想定され、方針により対策費用は異なると考えられる。

6-3 目的

本章では、ブラウンフィールド問題に対する解決策の一つとして、人の健康リスク評価方法の導入による対策費用削減効果を検討することを目的として、日本において考慮されている二つの暴露経路のうちの一つである汚染地下水の飲用摂取の経路に関して、トリクロロエチレンを対象として、詳細なリスク評価を実施し、対策目標毎の管理目標値を設定し、その適応による対策費用削減効果を確認した。

6-4 評価方法

本研究における評価フローを 図 6-1 に示す。①サイトアセスメントの実施、②対策方針の設定、③各地点の VOC 濃度の地下水流動・物質移流拡散一次減衰シミュレーションによる算出、④リスク受容体における人の健康リスクの算出、⑤対策方針を満たす汚染源浄化目標値の算出、⑥汚染源浄化目標値を満たすための対策費用の算出、という手順で評価した。

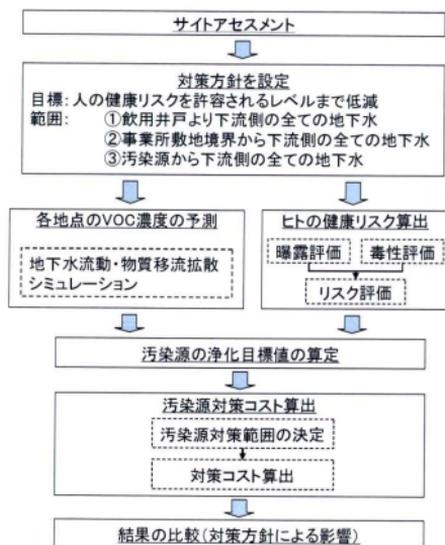


図 6-1 人の健康リスクおよび対策費用算出フロー

6-4-1 サイトアセスメント

土壌・地下水調査結果および対象地周辺の状況より、対象地の VOC 土壌・地下水汚染状況、水理地質状況およびリスク受容体の情報を収集する。なお、本研究では、トリクロロエチレン（以下、TCE）による土壌地下水汚染が確認されたサイトを対象とした。

6-4-2 対策方針の設定

対策方針は、①現存する飲用井戸のリスクを低減させる対策方針（以下、飲用井戸方針）、②事業所敷地外のリスクを低減させる対策（以下、敷地境界方針：敷地外に新たな飲用井戸が設置されることを考慮した企業の責任）、③汚染源も含んだすべての地下水を対策する方針（以下、完全浄化方針：土地が売却された後に、汚染源地点で飲用井戸が設置されることを考慮）の3つを設定した。設定した対策方針を表 6-1 および図 6-2 に示す。

表 6-1 設定した対策方針と判断基準

対策方針	リスク判断地点	地点選定理由
現存する飲用井戸のリスクを低減させる対策（飲用井戸方針）	現存する飲用井戸	現在の人の健康リスク
事業所敷地外のリスクを低減させる対策（敷地境界方針）	事業所敷地境界	企業責任 将来の人の健康リスク
完全浄化（完全浄化方針）	汚染源	土地売買 将来の人の健康リスク

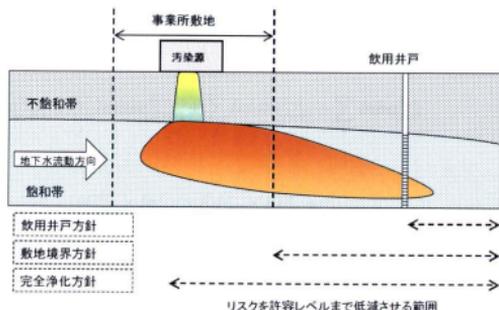


図 6-2 設定した対策方針

6-4-3 各地点の地下水中の VOC 濃度の予測

地下水流動・物質移流拡散一次減衰シミュレーションは、Web Teck360 社製 Processing Modflow および RT3D を用いて行った。各リスク判断地点における地下水中の VOC 濃度の予測値は、汚染源における地下水中の VOC の濃度よりシミュレーションにより算定した。ここで、 $C_{(W)}^x$ は定常状態に達した後の VOC 濃度とした。

また、本研究では、汚染源における地下水中の VOC 濃度は汚染源において存在する VOC の土壌溶出量の最大濃度と同濃度となると仮定した。このような汚染源の帯水層中における VOC の土壌溶出量と地下水中の VOC 濃度の関係に関しては、詳細に研究された事例はない。

$$C_{(W)}^x = sim(C_{(source)}) \quad \text{数式 6-1}$$

ここで $C_{(source)}$: 汚染源の VOC の最高濃度 (mg/L)、 sim シミュレーションの実施、を示す

6-4-4 人の健康リスクの算出

6-4-4-1 曝露評価

VOC 汚染地下水から人への各曝露経路からの VOC 曝露量の計算式を数式 6-2～ 6-5 に示す。本研究では、汚染地下水を経由した人への曝露経路として、汚染地下水の飲用、入浴による汚染地下水の摂取、入浴中の揮発成分の吸入の 3 つを想定し、曝露量推定式はアメリカ環境保護局（以下、U.S.E.P.A.）²⁾をベースにした。また、地下水を使用したシャワー時の浴室内空気の対象物質濃度 ($C_{(AW)}$) の算出には、産業技術総合研究所で開発された Risk Learning Ver.1.0 を使用した。

$$Intake_{(CW)}^N = \sum_y Intake_{(drink)}^{N,y} + \sum_y Intake_{(bath)}^{N,y} + \sum_y Inha_{(bath)}^{N,y} \quad \text{数式 6-2}$$

$$Intake_{(drink)}^{N,y} = \frac{(C_{(W)}^N \times In_{(W)}^y \times Ed_{(W)}^y \times Ef_{(W)}^y)}{BW^y \times AT^y \times 365} \quad \text{数式 6-3}$$

$$Intake_{(bath)}^{N,y} = \frac{(C_{(W)}^N \times Pc \times Ss^y \times Et_{(bath)}^y \times Ed_{(W)}^y \times Ef_{(W)}^y)}{BW^y \times AT^y \times 365} \quad \text{数式 6-4}$$

$$Inha_{(bath)}^{N,y} = \frac{(C_{(AW)}^N \times Ih^y \times Et_{(bath)} \times Ed_{(W)}^y \times Ef_{(W)}^y)}{BW^y \times AT^y \times 365 \times 24} \quad \text{数式 6-5}$$

ここで、 $Intake_{(CW)}$: 地下水経由の VOC の摂取量 (mg/kg/day)、 $Intake_{(drink)}$: 飲料による VOC の摂取量 (mg/kg/day)、 $Intake_{(bath)}$: 入浴による VOC の経口摂取量 (mg/kg/day)、 $Inha_{(bath)}$: 入浴による VOC の吸入摂取量 (mg/kg/day)、 $C_{(w)}$: 地下水中の VOC の濃度 (mg/L)、 $In_{(wate)}$: 一日の水の摂取量 (L/day)、 $Ed_{(consoil)}$: 当該地下水の年間利用頻度 (day/year)、 $Ef_{(consoil)}$: 当該地下水を飲料する関係年数 (year)、 $C_{(AW)}$: 地下水を使用したシャワー時の浴室空気の対象物質濃度 (mg/m³)、 AT : リスク評価期間 (year)、 Pc : 皮膚透過係数 (cm/hour)、 Ss : 全身皮膚面積 (cm²)、 $Et_{(bath)}$: 日入浴時間 (hour/day)、 Ih : 日呼吸量 (m³/day)、 BW : 体重 (kg)、 N : 対策方針、 y : 年齢群、である。

6-4-4-2 毒性評価

TCE が人の健康に及ぼす影響については、動物実験および疫学調査からある程度の知見が報告されている。低濃度の慢性毒性では腎臓障害、肝臓障害、胎児の成長に対する影響などが知られている。また発がん性については、国際がん研究機関 (IARC) ³⁾によると 2A に分類されており、発がん性の可能性が高い物質とされている。

一日耐用摂取量 (TDI) は、世界保健機構 (WHO) ⁴⁾は動物実験の無毒性量 (NOAEL) に種差、個体差としてそれぞれ 1/10 ずつを乗じて、 1.46×10^{-3} mg/kg/day を設定している。一方、U.S.E.P.A.の IRIS (Integrated Risk Information System/EPA) ⁵⁾では、現時点 (平成 18 年 6 月現在) においては経口摂取の RfD (Reference Dose : 許容摂取量、ほぼ TDI と同義) を算出していない。しかし ORD (Office of Research and Development/ EPA) ⁶⁾は、新暫定値として動物実験の最小毒性量 (LOAEL) に、種差、慢性毒性の実験期間の短さ、LOAEL と NOAEL の不確実性、個体差、TCE およびその代謝物の一般の曝露の不確実係数 3,000 で除した値、 3.0×10^{-4} mg/kg/day を設定している。

また、発がん性に対する Sf (スロープファクター) として、WHO ⁴⁾は 7.8×10^{-4} (mg/kg/day)⁻¹ を採用している。一方、IRIS ⁵⁾では U.S.E.P.A.の RfD と同様に、現時点で Sf は算出されていない。ORD ⁶⁾は新暫定値として、 2.0×10^{-2} から 4.0×10^{-1} (mg/kg/day)⁻¹ の範囲であると再評価している。また、Cal/EPA (カリフォルニア環境保護局) は、 Sf として 1.3×10^{-2} (mg/kg/day)⁻¹ を算出している。

本研究では、WHO と比較してより安全側の U.S.E.P.A.の値を用いることとし、 Sf は、U.S.E.P.A.の暫定値のうち他文献値により近い 2.0×10^{-2} (mg/kg/day)⁻¹ を採用した。

6-4-5 リスク評価

本研究におけるリスク評価では、生涯余剰発ガンリスク（地下水中の TCE を摂取することで増加した生涯の発ガンリスク）が 1.0×10^{-5} を超過しないことをエンドポイントとした。これは、日本において発がん性を考慮して水質基準が決定されたベンゼン等の設定に用いられた値である⁸⁾。

なお、慢性毒性は、曝露量や毒性についての個人差に確率密度分布を用いない場合には、人の健康リスクの有無しか判断できない。本研究の目的の一つは、対策方針により、人の健康リスクの削減量を把握することであるため、リスク評価では、リスクを定量的に算出できる生涯余剰発ガンリスクを用いることとした。生涯余剰発ガンリスクの算出は次式で行った。

$$Risk_{cancer}^N = Intake_{(CW)}^N \times SF \quad \text{数式 6-6}$$

$Risk_{cancer}^N$: 対策方針 N における生涯余剰発ガンリスク

6-4-6 汚染源浄化目標値の算定

汚染源浄化目標値は、各対策方針のリスク判断地点（表 6-1）において人の健康リスクが許容されるレベルとなるときの、汚染源の土壌中 VOC 濃度とした。汚染源の浄化目標値は数式 6-7 で算出できる。前述したように、本研究では、汚染源における地下水中の VOC 濃度は、汚染源において存在する VOC の土壌溶出量の最大濃度と同濃度となると仮定し、浄化目標値についても同様とした。

ここでは、対策方針 N におけるリスク判断地点の生涯余剰発ガンリスク ($Risk_{cancer}^N$) が 10^{-5} 以下となる最大の汚染源の土壌溶出量 ($C_{(source)}$) を汚染源の浄化目標値とした。

$$TarC_{(source)}^N = Max(C_{(source)}(Risk_{cancer}^N \leq 10^{-5})) \quad \text{数式 6-7}$$

ここで、 $TarC_{(source)}^N$: 対策方針 N における汚染源浄化目標値 (mg/l)、 $Max(C_{(source)}(Risk_{cancer}^N \leq 10^{-5}))$: 対策方針 N におけるリスク判断地点における生涯余剰発ガンリスクが 10^{-5} 以下となる最大の汚染源の土壌溶出量 (mg/l)

6-4-7 対策費用の算出

6-4-7-1 汚染源対策土量の算出

各対策方針における汚染源の浄化目標値を超過する土壌溶出量が確認された範囲を、汚染源における土壌汚染対策の対象とした。対策土量は次式で算出した。

汚染源付近において原液状の VOC 汚染地下水が存在する場合は、その範囲も浄化するのが一般的であるが、本論文の対象サイトでは、浄化目標値を超過する範囲の汚染源土壌を汚染源対策の範囲とすれば、原液状の汚染地下水の対策になることから浄化目標値を超過する範囲の汚染土壌を汚染源対策の範囲とした。

$$MV^N = \sum SCV_z (SV_z > TarC_{(source)}^N) \quad \text{数式 6-8}$$

ここで、 MV : 対策方針 N の対策土量 (m^3)、 SCV : ポイント z が代表する土量 (m^3)、 SV : ポイント z が代表する VOC 濃度 (mg/L)

6-4-7-2 対策費用の算出

対策費用は、対策土量に対策単価を乗じて、次式で算出した。本研究では対策単価は原位置浄化を仮定し、汚染土壌 1m³ 当りの対策単価を 50,000 円とした⁹⁾。

一般に原位置浄化における対策単価は、浄化目標値、浄化達成期間により変化すると考えられる。浄化目標値が高い場合、もしくは浄化達成期間が長い場合は、使用する薬剤や鉄粉の投入量が少なくなるためである。しかしながら、土壌溶出量基準以外を目標値とした場合の一般的な原位置浄化単価の例がないため、この観点ではリスクベースの考え方からはずれてしまうが、本研究では便宜的に一律値とした。

$$TotalCost^N = MV^N \times Cost \quad \text{数式 6-9}$$

ここで、 $TotalCost^N$ ：対策方針 N の全対策費用（円）、 $Cost$ ：対策単価（円）である。

6-4-8 人の健康リスク削減の費用対効果の算出

先にも述べたように、現在の日本では、リスク判断地点が敷地境界や飲用井戸であった場合でも、“完全浄化方針”が採用されることが多い。このような場合、敷地境界や飲用井戸では、人の健康リスクが受容されるレベルより低いレベルまで減少する。人の健康リスクが受容されるレベルよりも低いレベルになることは、望ましいことではあるが、当然、対策費用は増大する。このような場合、その効率性を判断する必要がある。

本節では、人の健康リスクが受容されるレベルよりも低いレベルとなる場合における、人の健康リスク削減の費用対効果について検討する。対象とするリスク判断地点は、現段階で唯一のリスク受容体であり、いずれの対策方針においても人の健康リスクが受容されるレベルよりも低くなる飲用井戸とした。

リスク削減費用対効果は、対策目標を達成することによる余剰発ガンリスクの削減量を、その達成に要した費用で除して算出した。算出式を数式 6-10 に示す。

$$RB_A^N = \frac{Risk_{A,cancer}^{NM} - Risk_{A,cancer}^N}{TotalCost^N} \quad \text{数式 6-10}$$

ここで、 RB ：単位対策費用(100 万円)で削減された健康リスク、 $Risk_{cancer}^{NM}$ ：汚染源対策をしない場合の人の健康リスク、 A ：リスク削減効果を検証する井戸名、を示す

6-5 適応サイトと評価条件

本研究では、前章で述べたモデルを TCE 汚染土壌・地下水が確認された稼働中の事業所に適応した。

6-5-1 サイトの概念モデルおよび水理地質条件

サイトの概念モデルを図 6-3 に示す。汚染源から地下水流動方向 100m 下流側に敷地境界、150m 下流側に飲用井戸 A が存在する。リスク受容体は、飲用井戸 A の利用者である。リスク評価に用いた各パラメータを表 6-2 に示す。

また、対象地は地表から GL-3m 程度まで埋土層が位置しており、その下位に第一帯水層である砂礫層が GL-3m から GL-12m に位置する存在する。第一帯水層の地下水位は GL-2m 程度であり、被圧されていることが確認された。また、第一帯水層上部はシルト混じりの砂礫であることが確認されている。対象地の水理地質パラメータを表 6-3 に示す。

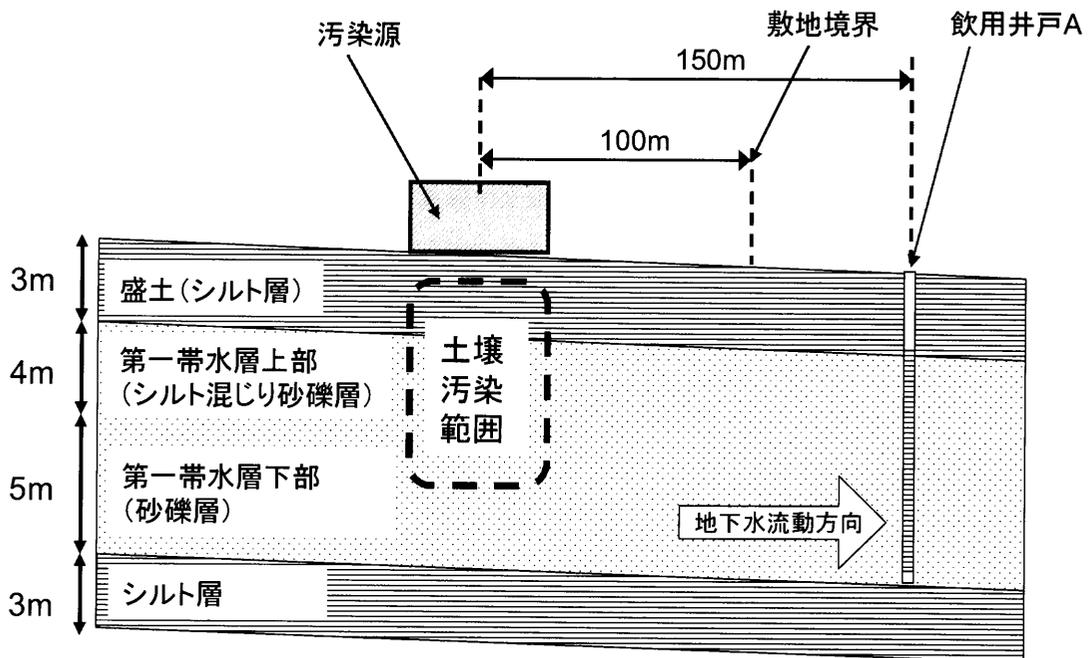


図 6-3 適応サイトの概念モデル

表 6-2 本研究におけるリスク評価のパラメータ

		大人 (7-80 歳)	子供 (1-6 歳)
$In(w)^{10}$	(L/day)	2	1
Ed^{11}	(year)	76	6
Ef	(day/year)	350	350
At	(Year)	74	6
BW^{11}	(kg)	56	16
Pc^{12}	(cm/hour)	0.016	0.016
Ss^{13}	(cm ²)	16000	7300
$Et_{(bath)}^{13}$	(hour/day)	0.25	0.25
Ih^{13}	(m ³ /day)	17.3	8.6

表 6-3 対象地の水理地質パラメータ

水平方向の飽和透水係数(cm/s)	3×10^{-2}
導水勾配	0.004
間隙率	0.3

6-5-2 対象地の汚染状況

6-5-2-1 土壌汚染状況

対象地の汚染源における TCE 土壌汚染状況を図 6-4 に示す。第一帯水層上部のシルト混じり砂礫層において最高濃度が確認され、平面方向に汚染が拡散していることが確認された。汚染機構は、最高濃度が観測された地点付近で TCE が土壤中に浸透し、埋土層内を通過して、第一帯水層上部に到達した後に、地下水とともに拡散したと考えられる。また、TCE はほぼ第一帯水層上部で浸透を停止しており、第一帯水層下部においては基準の 10 倍以下の濃度が 1 地点で確認できるのみである。以上のことから、対象地の土壌汚染は埋土層、第一帯水層上部が主であり、第一帯水層上部のシルト混じり砂礫層に高濃度の TCE が留まっている。また、対象地ではシス-1,2-ジクロロエチレン（以下、cis-1,2-DCE）による土壌汚染も確認されたが、その濃度は TCE の 1/10～1/100 程度であり、汚染範囲も狭いことが確認されている。

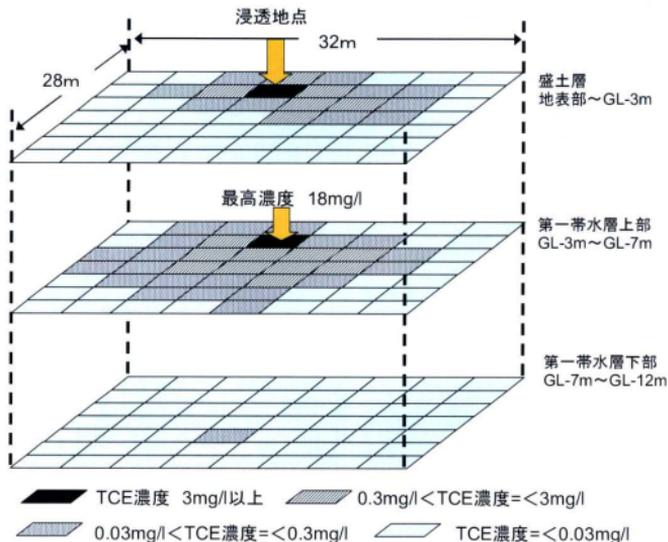


図 6-4 適応サイトの汚染源の土壌汚染状況

6-5-2-2 地下水汚染状況

対象地の地下水汚染状況を表 6-4 に示す。汚染源の地下水中の TCE 濃度は 10 mg/l、cis-1,2-DCE 濃度は 7 mg/l であり、敷地境界における地下水中の TCE 濃度は 1.4 mg/l、cis-1,2-DCE 濃度は 0.7 mg/l であることが確認されている。なお、本研究ではリスク評価は、TCE のみ実施し、cis-1,2-DCE については実施しないこととした。

表 6-4 対象地付近の地下水汚染状況

汚染源	TCE	10 mg/l
	cis-1,2-DCE	7 mg/l
敷地境界	TCE	1.4 mg/l
	cis-1,2-DCE	0.7 mg/l

6-5-3 TCE 移流拡散一次減衰シミュレーション

TCE の移流拡散一次減衰シミュレーションに関するパラメータを表 6-5 に示す。一次減衰速度係数は、地下水中の半減期の最大値と最小値の平均値を用いた。

また、シミュレーションでは、汚染源の濃度境界条件を一定濃度とし、汚染源における地下水濃度として土壌溶出量の TCE 最高濃度(18 mg/l)を与えてシミュレーションを行い、定常状態に達した状態を対策未実施の結果として採用した。また、現在の汚染源付近および敷地境界付近の汚染状況に最も近かった 20 年後の結果を現在の汚染状況として、この時点で汚染源対策を実施したとして、各地点の VOC 濃度を計算した。なお、汚染源対策は、汚染源の濃度境界条件を変化させることで表現し、汚染源対策開始後、直ちに目標濃度に達すると仮定した。リスク評価には、VOC 濃度が定常状態に達した対策実施 20 年後の濃度を用いた。

表 6-5 物質移行モデルパラメータ

パラメーター名	パラメータ値	
仮比重 (g/cm ³)	1.8	
地下水流動方向の分散係数(LD) ¹⁴⁾	0.83(log ¹⁰ (scale)) ^{2.414}	
横方向の分散係数(HD) ¹⁵⁾	0.1(LD)	
鉛直方向の分散係数	0.1(HD)	
logKoc ¹⁶⁾ (ml/g)	TCE	2.1
	cis-1,2-DCE	1.77
一次減衰速度係数 ¹⁶⁾ (1/year)	TCE	0.26
	cis-1,2-DCE	0.17

Scale : 汚染源からの距離を示す

鉛直方向の分散係数は、Processing Modflow の初期値を用いた

6-6 結果

6-6-1 対策方針が人の健康リスクと対策費用に与える影響

対策を実施しなかった場合および各対策方針における解析結果（各地点での地下水中のTCE予測濃度、飲用井戸A利用者の健康リスク、浄化目標値、対策土量、汚染源対策費用）を表6に示す。また、飲用井戸A利用者の人の健康リスクと対策費用に対策方針が与える影響の比較を図6-5に示す。

本対象地における唯一のリスク受容体である飲用井戸Aにおける余剰生涯発ガンリスクは、対策を実施しない場合で 1.7×10^{-4} であり、生涯余剰発ガンリスクが許容される判断基準とした 1.0×10^{-5} を超過しているため、何らかの対策が必要と判断された（表6、図6-5）。

また、何らかの対策をした場合はいずれの場合も生涯余剰発ガンリスクは判断基準を下回った。対策方針における対象とする範囲（表6-1）が汚染源に近づくほど、リスクは減少し、対策方針が完全浄化方針の場合のリスクは 1.3×10^{-7} となり、対策をしない場合と比較して約1/1000に減少した。

また、対策費用は、対策方針における対象とする範囲（表6-1）が汚染源に近づくほど高くなり、対策方針が飲用井戸方針の場合の対策金額2,700万円と比較して、完全浄化方針では2億4,000万円と、約9倍増加した。

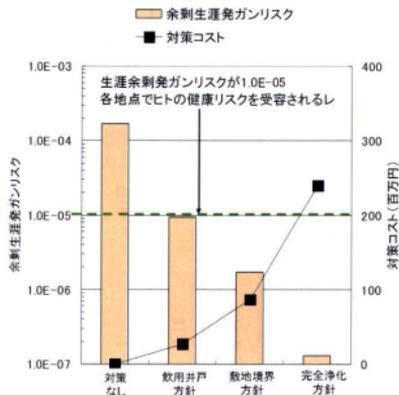


図6-5 対策方針の違いが飲用井戸A利用者の人の健康リスクと対策費用に与える影響

表 6-6 解析結果

対策方針	定常状態における各地点の地下水中の TCE 濃度の推定結果 (mg/l)		飲用井戸 A 利用者の健康リスク	汚染源浄化目標値 (mg/l)	対策土量 (m ³)	汚染源対策費用 (百万円)
	敷地境界	飲用井戸 A				
対策なし	18	1.2	0.22	1.7×10 ⁻⁴	-	-
飲用井戸方針	1	0.07	0.013	1.0×10 ⁻⁵	540	27
敷地境界方針	0.18	0.013	0.0022	1.7×10 ⁻⁶	1720	86
完全浄化方針	0.013	0.001	0.00016	1.3×10 ⁻⁷	4800	240

6-6-2 各対策方針における単位費用当りの削減リスク

図 6-6 に、対策費用 100 万円で削減できる、現時点で本サイトにおける唯一のリスク受容体である飲用井戸 A 利用者の生涯余剰発ガンリスクの（以下、単位費用当りの削減リスク）対策方針による比較を示した。

飲用井戸方針の場合、対策費用 100 万円当たりの生涯余剰発ガンリスクの削減量は 6.0×10^{-6} であるが、敷地境界方針で 2.0×10^{-6} となり、完全浄化方針で 7.1×10^{-7} となった。費用対リスク削減効果は、対策方針における対象とする範囲が汚染源に近づくほど（浄化範囲が広がるほど）低くなる。

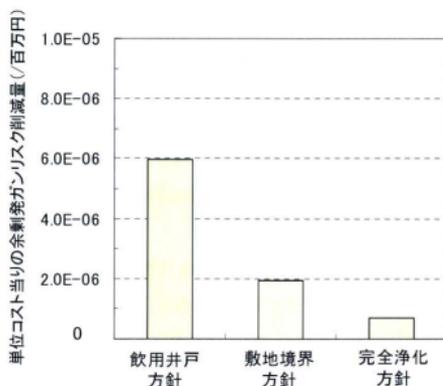


図 6-6 対策方針の違いが単位費用当たりの飲用井戸 A 利用者の人の健康リスク削減量に与える影響

6-7 考察

本研究では、稼働中の事業所を対象に、VOC 汚染土壌・地下水における汚染源の対策方針が人の健康リスク削減および対策費用に与える影響について検討した。

対策方針は、汚染地下水に起因する人の健康リスクを許容されるレベルまで低減することとし、「①現存する飲用井戸（飲用井戸方針）」、「②事業所の敷地境界より外部の地下水（敷地境界方針）」、「③汚染源も含んだすべての地下水（完全浄化方針）」の3つを対象とした。

本対象サイトにおいて唯一のリスク受容体である飲用井戸 A 利用者の生涯余剰発ガンリスクは、対策を実施しない場合においては、 1.7×10^{-4} であり、生涯余剰発ガンリスクが許容される判断基準とした 1.0×10^{-5} を超過しており、なんらかの対策が必要なが確認された。

前述の3方針で対策を実施したところ、いずれの場合においても本対象地における唯一のリスク受容体である飲用井戸 A において、リスクの判断基準を下回った（図 6-5）。つまり、人の健康リスクを守るという目的は、いずれの対策方針でも達成できている。

一方、対策費用をみると、最も安価な飲用井戸方針は、最も高い完全浄化方針の約 1/9 倍（金額差で2億1,300万円）である。また、同様に企業責任として、敷地境界部より外に人の健康リスクを生じる可能性がある地下水を出さない、という敷地境界方針をとった場合においても、必要な対策費用は完全浄化方針と比較して約 1/3（金額差で1億5,400万円）に軽減できることを示している。

これらの結果は、稼働中の事業所における土壌・地下水汚染対策において、飲用井戸方針、敷地境界方針を採用することで、人の健康リスクを守り、かつ必要な対策費用を完全浄化方針と比較して大幅に軽減できる可能性を示唆している。

このように対策費用を大幅に軽減できる理由は、汚染源における土壌中における TCE の濃度分布が理由だと考えられる。つまり、VOC 原液（DNAPL）のような高濃度の VOC 土壌汚染が存在している範囲は、DNAPL が地中に浸透した部分に限られているため、平面方向の分布は非常に狭い。また、DNAPL が地下水や宙水に溶解した低濃度（例えば 3 mg/l 以下）の部分は、地下水や宙水の流れや濃度拡散により広範囲に広がりやすい。本事例でも、図 6-4 に示したように 3 mg/l を超過する高濃度 TCE 汚染土壌は 4m×4m の部分でしか確認されておらず、0.03～3 mg/l の部分は 28m×28m 程度の範囲に拡散していることが確認されている。このため、汚染源浄化目標値が高くなると、対策費用は大幅に低減すると考えられる。

また、対策費用 100 万円当たりの生涯余剰発ガンリスクの削減量は、飲用井戸対策方針が最も優れており、敷地境界方針、完全浄化方針になるにつれて費用対リスク削減効果が

小さくなることが確認された（図 6-6）。

6-8 総括

本章は、経済的に余裕がない中小企業が土壌・地下水汚染問題に直面した場合に、対策方針について高額な対策費用が必要となる「完全浄化方針」、半永久的に対策継続が必要な可能性がある「敷地境界での緊急対策方針」以外の選択肢を与えることが可能であることを示している。つまり、飲用井戸方針、もしくは敷地境界方針を採用することで、本来の目的である人の健康リスクの防止や、企業責任を果たすことは可能であり、かつ対策費用が大幅に節減され、費用対リスク削減効果も高くなることを示唆している。

今後の課題として、分解生成物も含めたリスク評価の方法、各パラメータの不確実性、慢性毒性に評価方法に関する検討等が必要である。また、本研究では、浄化に必要な期間について考慮をしていないこと、浄化目標値は汚染源の汚染状況、水理地質状況、飲用井戸の位置によって結果が大きく影響を受けることにも注意が必要である。

引用・参考文献

- 1) 環境省 (2005) : 平成 15 年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果の概要, pp.17~18.
- 2) U.S. Environmental Protection Agency (2004) : User's Guide/Technical Background Document for Region 9 PRG Table, U.S. Environmental Protection Agency, pp 22~23.
- 3) IARC (International Agency for Research on Cancer). (1997) Dry Cleaning, Some Chlorinated Solvents and Other Industrial Chemicals, International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, Vol. 63, pp 5~8.
- 4) World Health Organization (2005) : Trichloroethene in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality , World Health Organization , pp 20~32.
- 5) Integrated Risk Information System (2006) : Trichloroethylene (CASRN 79-01-6), U.S. Environmental Protection Agency, URL: <http://www.epa.gov/iris/subst/0199.htm>, accessed 2006,June.
- 6) U.S. Environmental Protection Agency (2001) : Trichloroethylene Health Risk Assessment: Synthesis and Characterization:EPA/600/P-01/002A , Office of Research and Development Agency Washington, DC 20460,pp 4-5~4-43.
- 7) California Environmental Protection Agency (1999) : Public Health Goal for Trichloroethylene in Drinking Water, California Environmental Protection Agency, pp 70~80.
- 8) 厚生労働省厚生科学審議会 (2003), 水質基準値案の根拠資料について (参考) 基 20 ベンゼン, 厚生労働省, pp 1~3.
- 9) 津村 孝 (2003), 土壌汚染対策費用の算定と不動産の取引価格, 清文社, pp 52~56.
- 10) World Health Organization (2006) : Guidelines for drinking-water quality third edition, volume 1, World Health Organization, p205.
- 11) (独)健康・栄養研究所ホームページ(1995), 「健康栄養情報基盤データベースシステ

- ム」, http://nihn-jst.nih.go.jp:8888/nns/owa/nns_main.ab01 , accessed at February, 23, 2006.
- 12) U.S. Environmental Protection Agency (1992) : Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications, EPA/600/8-91/011B, U.S. Environmental Protection Agency
 - 13) (独)産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センター (2005), 暴露係数ハンドブック 体表面積, <http://unit.aist.go.jp/crm/exposurefactors/>, accessed 2005, April, 産業技術総合研究所, pp 1~3.
 - 14) Xu. Moujin and Y. Eckstein (1995). "Use of Weighted Least-Squares Method in Evaluation of the Relationship Between Dispersivity and Scale," Journal of Ground Water, Vol. 33, No. 6, pp 905-908.
 - 15) 佐藤 邦明,岩佐 義郎 (2002) ,地下水理学,丸善, p 111.
 - 16) Robert M. Cohen, James W. Mercer, John Matthews (1993), DNAPL Site Evaluation, C. K. Smoley, A-7~8.

第7章 結論

以下に、本研究の目的に対する結論、今後の土壤汚染政策に関する提言、本研究の価値について述べた。

7-1 結論

ここで、第1章で示した2つの研究目的に対応して、本研究が得た結論を示す。

7-1-1 土壤汚染に起因する社会・経済影響の評価

3章の結果より、今後、日本において土壤汚染調査数が増加すると、一部の業種、一部の地域において、所有地がブラウンフィールド（売却できない土地）となる事業者の経営への影響、ブラウンフィールド数が増加して地域社会に悪影響を及ぼす可能性が示唆された。また、これらのブラウンフィールドの浄化費用として公共費用を用いた場合、日本経済に大きな負担が必要な可能性が高いことが示唆された。そのため、PCS（土壤汚染の可能性のある土地）がブラウンフィールドになることを防止する政策を採用することが望まれる。各項目についての詳細は以下に示す。

1) 事業者への影響（所有地がブラウンフィールドとなる確率）

PCS がブラウンフィールドとなる確率は、業種および地域（地価）により大きな差があることが確認された。ここでは、3大都市圏以外の都道府県において、クリーニング店、ガソリンスタンド、土壤汚染の可能性が高い製造業（製造業2）の業種の事業者にとり、特に影響が大きいことが確認された。

現在、土壤汚染調査数が多い首都圏、名古屋、大阪では、ブラウンフィールド発生確率が他の道府県と比較して低いことから、現在、事業者への影響は大きく出ていないと考えられる。しかしながら、将来、影響が大きい地方・業種の事業所において、土壤汚染調査を実施することがより一般的になった場合、所有地のブラウンフィールド化が進み、経営への影響が出る事業者が増加する可能性が示唆された。

2) 地域社会への影響（地域の潜在的なブラウンフィールド数）

近畿、東海、関東、北信越地域の各都道府県では、潜在的なブラウンフィールド数が2000サイトを越す都道府県が多数存在し、愛知県、大阪府では5000サイトを越えている。また、年間のブラウンフィールド発生数は、日本全体で1500サイトと推定され、愛知県、大阪府

では、年間 100 サイトがブラウンフィールドと推定された。このような都道府県では、ブラウンフィールドの増加による地域社会への悪影響が懸念される。

ただし、これらの数値は、廃止された PCS において全て土壌汚染調査が実施された場合の推定値である。

3) 土壌汚染に起因する日本経済への影響（潜在的なブラウンフィールドサイトの浄化費用および面積）

日本における潜在的なブラウンフィールドの面積は、大企業が所有しており土地価格に係らず自主的な浄化が推進されると想定される大規模事業所を除くと、約 2,210ha～5,405ha と推定され、年間、約 40ha～100ha のブラウンフィールドが発生していると推定された。

また、日本のブラウンフィールド浄化費用は、5.5 兆円～12.7 兆円と推定され、全汚染サイトの浄化費用である約 7.5 兆円～17 兆円の 75%程度を占める。また、小規模事業所のブラウンフィールドサイトの土壌汚染浄化費用は、3.7 兆円～5 兆円と推定された。ただし、これらの数値は、日本における全ての PCS が廃止され土壌汚染調査が実施された場合の推定値である。

7-1-2 人の健康リスク評価の導入による対策費用削減効果

3 章の結果、将来、日本においても土壌汚染が社会・経済に影響を及ぼすことが想定された。これらの影響を緩和するための方法について 4 章～6 章で検討した。

4 章の議論より、土壌汚染に起因する社会・経済影響を緩和する政策で、諸外国で採用されており日本において採用されていないのは、アメリカで活用されている詳細な人の健康リスク評価に基づく汚染サイト毎の汚染土壌管理、ドイツ・イギリス等で活用されている土地利用毎の汚染土壌管理であることが確認された。

そのため、5 章において、鉛を対象物質として、汚染土壌の直接摂取による人の健康リスクについて詳細な評価を実施し、土地利用毎の浄化目標値の算出およびその対策費用削減効果について検討した。また、6 章においては、揮発性有機化合物の 1 種であるトリクロロエチレンを対象として、汚染地下水の飲用による人の健康リスクについて、事例サイトにおいて詳細な評価を実施し、対策方針の違いによる対策費用削減効果について検討した。その結果、ある条件下においては、現行の基準を超過する部分を完全浄化する対策方針と比較して、対策費用を半分から 1/10 程度まで低減できることが確認された。この結果は、サイト毎、土地利用毎の詳細な人の健康リスク評価を用いることで、土壌汚染に起因する社会・経済影響を緩和できることが示唆された。

7-2 今後の土壤汚染政策への提言

ここで、本研究が伝えたいメッセージと今後の課題を述べる。

2003年に施行された土壤汚染対策法およびその施行と同時期に成立した地方自治体の土壤汚染に関する条例は、人の健康リスクを防止するという観点からは、その主目的は十分その役割を果たしていると考えられる。それ以前に、市街地における土壤汚染の可能性がある土地における再開発時に調査を義務付ける法律がなかったことを勘案すると、非常に評価されるべき法律であると考えられる。また、これにより法律や条例にかからないサイトにおける不動産売買においても、一定の判断基準ができたことは事実である。しかしながら、その施行から4年近く経過し、幾つか検討課題が出てきたことも事実である。ここでは、今後の日本の土壤汚染政策を進める上で重要と思われる3つの事項について述べた。一つ目は、本研究で取り組んだ課題の一つである土壤汚染対策費用の中小事業者への負担の評価の重要性である。二つ目は、土壤汚染対策費用を削減するために、現行の法制度においても認められているリスクマネジメントの活用必要性についてである。三つ目は、土壤汚染対策費用を削減するために、人の健康リスク評価の活用する政策の必要性である。

7-2-1 中小事業者への負担の適切な評価と対応策の重要性

一つは、事業者への土壤汚染対策費用の負担の重さである。筆者は、実際に土壤・地下水汚染に係るコンサルタント業務に5年近く従事している。その業務の中で、多くの土壤汚染サイトを調査し、幾人かの土壤汚染対策費用の負担に苦しむ中小企業の経営者に出会った。土地売却により資金を得ようとする中小事業者にとっては、そのサイトにおける土壤汚染の存在、および土壤汚染対策費用の負担は死活問題である。しかしながら、このような土壤汚染対策法の施行およびそれに付随する影響に伴い発生する土壤汚染対策費用が事業者、特に中小事業者に与える影響については既往研究では評価はされておらず、また、苦しんでいる事業者数が少ない段階では、政策に反映される可能性は低い。

本研究では、事業者の所有地が売却できなくなる可能性（ブラウンフィールドになる可能性）について業種毎、地域（地価）毎に検討した結果、地方都市におけるクリーニング店ではブラウンフィールドとなる確率が25～45%に、ガソリンスタンドおよび金属製造業等の土壤汚染の可能性が高い製造業（製造業2）ではブラウンフィールドとなる確率が、10～30%に達すると推定された。この結果は、将来、地方の多くの事業者にとって土壤汚染対策費用が経営に影響を与える要素であることを示唆している。

上記評価には、事業所の規模による土壤汚染対策費用に対する許容率は加味していない

が、経営の規模が小さいほど、土壌汚染対策費用が与える影響は大きくなると考えられる。そのため、このような中小事業者に対する救済措置については、早急な対策の検討が必要であると考えられる。現在、数は少なくとも問題に直面している事業者はいる。そして、今後その数はさらに増加すると推定されている。

本研究では、事業者への影響以外に、ブラウンフィールドが社会に与える影響（ブラウンフィールド数）、およびブラウンフィールドが日本経済に与える影響（ブラウンフィールドの浄化に必要な公共費用）を推定している。いずれの問題も重要であるが、筆者はもっとも早い段階で影響があり、かつ、個人への影響が大きい事業者、特に中小事業者への問題が、最も対策が望まれる部分であると考えている。なお、次小節以降には、この問題に対する対応策について述べる。

7-2-2 リスクマネジメントの活用のために

二つ目は、土壌汚染対策に関する考え方、特にリスクマネジメントの活用である。現行の土壌汚染対策法では、土地利用、周辺状況に係らず一律の基準値で規制しており、基準値を超過した場合は、何らかの対策が必要であるとしているが、対策方法については、完全浄化以外に、汚染土壌を残置した状態で暴露経路を遮断する等のリスクマネジメントをする対策も認めている。

このリスクマネジメントによる対策は、完全浄化と比較して対策費用が安価であるため、この方法を積極的に採用することで、前述した事業者への土壌汚染対策費用の負担を減らすことは可能である。しかしながら、実際にリスクマネジメントによる対策は、全体の20%程度でしか採用されていない。これは、人の健康リスクがない状態でも、土壌汚染が残置されることで、将来の対策費用を負担する必要性が生じるリスクや、心理的嫌悪感が原因と考えられる。

このようなリスクマネジメントに対する理解を広めることが、事業者への土壌汚染対策費用の負担を軽くするための第一歩であると考えられる。このためには、土壌汚染に係るステークホルダー（事業者、土地購入者、行政担当者、周辺住民）およびコンサルタントが土壌汚染に係るリスク、特に土壌汚染を残置した場合のリスクについて正確な認識を持つ必要がある。特に指導的な立場である行政担当者および実際に顧客と接するコンサルタントの教育および一般市民への土壌汚染に対する理解を深めることが重要である。

7-2-3 人の健康リスク評価の活用のために

三つ目は、土壌汚染対策費用を削減するために、人の健康リスク評価の活用する政策の

必要性である。本研究では、土壤汚染に起因する人の健康リスクは土地利用、周辺状況により大きく異なることに着目し、詳細な人の健康リスク評価によって、土地利用毎もしくは、個別サイト毎のリスク評価を実施した結果、ある一定の条件下（商業・工業用地、飲用井戸が汚染源から離れている場合等）では、対策費用を完全浄化と比較して半分から 1/10 まで減少できることを示し、土壤汚染対策費用を削減するための有効な手段であることを示した。しかしながら、人の健康リスク評価を政策として導入するためには、幾つかの課題がある。これらの課題および便益について、産業側（事業者側）、規制側（行政側）、市民側の視点から議論をする。

7-2-3-1 産業側の視点

産業側、つまり事業者側の視点に立った場合、二つの立場がある。一つは、土地所有者、土地の売主もしくは汚染原因者の立場である。この立場から見た場合、土地利用毎の基準設定、個別サイト毎のリスク評価に基づく浄化目標の設定（以下、人の健康リスク評価による対策）の導入は、対策コストの減少という観点から非常にメリットが大きい政策となる。

もう一つは、買主、つまりその土地を新たに買う人の立場である。これらの立場から見た場合、幾つかのリスクを背負うことになる。そのリスクとは、①将来の土地用途変更時における追加の対策費用発生、②新土地所有者という立場からリスク評価の妥当性の説明責任、③リスク評価結果の不確実性からくる周辺への影響、である。これらのなかで①については、買主が理解した上で購入する必要があるが、②、③については、規制側が、制度化されたリスク評価方法の作成およびその妥当性の評価、責任に関する所在を明確にする必要がある。

7-2-3-2 規制側の視点

規制側、つまり政府および自治体の立場に立った場合にも、二つの立場がある。一つは、自治体の立場である。この立場から見た場合、先に述べたとおり、リスク評価について、制度化されたリスク評価方法の作成およびその妥当性の評価、責任に関する所在を明確に示した上で運用する必要がある。自治体の担当者が、実際の事業者の窓口であることから、このレベルにおけるリスク評価の考え方、制度についての理解が必須であると同時に、説明責任も求められる。また、不適切なリスク評価方法の使用によるリスクに見合わない（リスクが残存した状態での）開発というものを防ぐ必要がある。

もう一つは、政府の立場である。政府の立場から見た場合、最も重要と思われるのは、

人の健康リスク評価方法の統一した手法の設定である。人の健康リスク評価結果は、判断基準とする人体への影響、TDIの設定値、暴露評価手法、パラメータ等により大きく異なる可能性がある。実際に運用する地方自治体レベルでのリスク評価結果のブレを防ぐためには、人の健康リスク評価結果について、信頼性を持たせるためには、日本の統一されたリスク評価手法を早急に検討する必要がある。

また、例えば、土地利用別の管理目標値に基づく汚染土壌管理を実施する場合には、当該土地の土壌環境に関する情報について適切に管理し、汚染土壌を外部に持ち出す場合、もしくは土地利用の用途を変更する場合には適切な対処が実施できる体制を構築する必要がある。土壌汚染対策法では、都道府県もしくは政令市が指定区域の情報を適切に管理し、適切な対処が完了すれば指定区域の指定を解除するとなっている¹⁾。土地利用別の管理目標値に基づく汚染土壌管理を実施する際には、当該土地について用途区域制限などの指定がされ、もっとも安全側の管理目標値(鉛では住宅地)まで浄化した場合には指定が解除される等の法・条例の整備が必要であると考えられる。

7-2-3-3 市民側の視点

市民側の視点から見た場合、リスク評価法に基づく土壌汚染管理は、規制緩和と受け止める可能性がある。これについては、リスクコミュニケーションを推進することが最も有効な手段であると考えられる。リスクマネジメントの小節でも述べたが(7-2-2)、土壌汚染に対する理解を広めることにより、周辺住民が土壌汚染に係るリスク、特に土壌汚染を残置した場合のリスクについて正確な認識を持つことが重要である。

7-2-3-4 デメリットと展望

このような土地利用毎の基準地のデメリットとしては、土地利用の変更時に新たな対策費用が発生する可能性があることがあげられる。これが、土地売買を阻害する要因になる可能性も否定できない。日本では土地の用途変更が多いため、このような制度を導入する際には、まず、土地の用途変更が少ない工業専用地域等、地下水利用がない地域(利用できる地下水がない地域)等から導入することが普及の近道であると考えられる。

7-3 本研究の学問上の価値

本研究の成果が学問的・実用的にはどんな価値を持っているか考察した。方法は、丹羽²⁾に従い、伊藤³⁾の記述方法を参考に、新規性・有用性・独創性という視点から端的に表7-1に示した。

表 7-1 本研究の学問上・実用上の諸価値

諸価値		本研究の学問上の価値
1 新規性	1-1 対象の新しさ	<ol style="list-style-type: none"> 1) 汚染地がブラウンフィールドになる確率とその地域・業種による違いを世界で初めて評価。 2) 土壤汚染に起因する事業者に対する影響を評価。 3) 日本においてブラウンフィールドの数、浄化費用について初めて定量的に評価。 4) 日本の環境基準の設定根拠に対する妥当性の評価。 5) 土地利用毎の基準値の設定と対策費用削減効果の評価例は日本では皆無であった。
	1-2 手法の新しさ	<ol style="list-style-type: none"> 1) 地価、ABR（土壤汚染対策費用負担率）を考慮した調査後ブラウンフィールド発生モデルの作成。 2) 汚染の存在確率について補正の実施および業種毎に算出。 3) 想定汚染土量について、業種別に確率密度分布にて算出。 4) 日本における鉛のリスク評価において、日本のモニタリングデータを活用。 5) 鉛のリスク評価において、摂取量の95%タイル値を基準設定の根拠に用いることの妥当性を血中鉛濃度に換算して評価。
	1-3 解釈の新しさ	<ol style="list-style-type: none"> 1) 「土壤汚染の可能性による生じるブラウンフィールド」と「土壤汚染により生じるブラウンフィールド」について、明確に分類。 2) 事業者・地域社会・日本経済に対する影響の指標の分類。 3) 土壤含有量基準の設定根拠の不十分さに関する評価。 4) 稼働中の事業所における土壤汚染浄化において、対策目標の違いの根拠を明示
2 有用性		<ol style="list-style-type: none"> 1) 土壤汚染が事業者、地域社会、日本経済に与える影響を評価したことにより、今後の土壤汚染管理政策決定の判断資料となる。 2) 土壤汚染起因する事業者、地域社会、日本経済に与える影響を緩和するための手法を分類し、その有効性について検討した。 3) 土壤含有量基準の妥当性の評価により、含有量基準改正等における科学的根拠の資料となる。 4) 土地利用毎の管理目標値の設定と対策費用削減効果の算出により詳細なリスク評価方法の採用について検討する際の科学的根拠の資料となる。 5) 個別サイト毎の汚染地下水飲用の経路における詳細なリスク評価と対策費用削減効果の算出、詳細なリスク評価方法の採用について検討する際の科学的根拠の資料となる。
3 独創性		<ol style="list-style-type: none"> 1) 汚染地がブラウンフィールドになる確率に地価、ABR（土壤汚染対策費用負担率）が影響する

参考・引用文献

- 1) 環境省(監修),土壌環境センター(編集)(2002),土壌汚染対策法に基づく調査及び措置の技術的手法の解説書,173-175.
- 2) 丹羽誠(2000),研究活動とは. M.Niwa's Bioanalytics and Pharmacokinetics Homepage, (http://homepage3.nifty.com/m_nw/).
- 3) 伊藤弘明(2005),フタル酸エステル類の尿中代謝物の測定による曝露とヒト健康リスクの解析,横浜国立大学博士論文,p.114.

謝辞

本研究は、研究の構想段階、社会人博士課程への入学への決断、研究開始から本論文の完成までの諸過程で、様々な方から研究を遂行する上での恩恵および日常業務における助力を受けた。土壌汚染に起因する社会・経済影響の分析とその解決方法という、壮大なテーマに取り組み、2年半という期間で本研究を完成することができたのも、所属会社である国際航業株式会社および研究室内外の多くの方々のお力添えの御蔭である。指導して頂いた先生方はもちろん、惜しみなく支援して下さった先輩諸氏や友人達、仕事上の仲間たちのお名前を記させて頂き、この場を借りて、心からの感謝の言葉を捧げたい。

松田裕之教授には、平成16年の春、私が研究をスタートすることについて、背中を力強く押して頂いた。このときの松田先生のお言葉がこの2年半の大きな支えとなった。また、研究がスタートした後においても、暖かく、情熱的で、時に大胆で、時に厳しい指導を頂き、その過程で、研究に対する姿勢、科学と社会の関係、環境行政や市民との係り方、そして理想論と現実論のギャップを埋めるために必要なこと、について、直接的に、または、間接的に御教え頂いた。そして、この2年半に多くの拙い草稿、原稿に目を通して頂き、この博士論文についても、多くの貴重な助言を頂いた。本当にありがとうございます。

「今流行のことをやっても、君たちが学位を取る頃に下火になってはだめ。5年後の流行を予測しないとイケない。それは、全く新たな課題ではなく、むしろ、今まで地道に続きながら、光が当たっていない課題のそばにある。未解決の問題とその答への展望を正しく見据える者だけが見ることができる夢である。」

(松田裕之先生 <http://risk.kan.ynu.ac.jp/matsuda/freshperson.html> より)

牧野光琢博士（現、独立行政法人 水産総合研究センター 中央水産研究所所属）には、研究スタート前から現在に至るまで、多くの励ましを頂いた。研究内容について、迷い、悩んでいるときに、牧野博士の励ましに何度も心が助けられた。また、牧野博士の行動範囲の広さ、意識の高さは、私の目標意識を常に高める指標でした。そして、お忙しい中、執筆段階の論文についても目を通して頂き、かつ、貴重なコメントを頂きました。本当にありがとうございます。牧野博士と共著で論文を提出できたことを誇りに思います。

上智大学の中杉修身教授には、研究開始前から現在に至るまで、研究のテーマ、方針、内容について、様々なご意見を頂いた。この分野の第一人者であられる中杉教授の指摘には、何度もハッとさせられ、内容に膨らみ、新たな展開をもたらして頂いた。また、博士論文の副査をして頂き、予備審査の段階でも多くの有用な指摘を頂いた。本当にありがと

うございます。

多忙の中、快く本論文の審査を引き受けてくださり、研究室ゼミ、予備審査において改善すべき点を的確に指摘していただいた横浜国立大学大学院環境情報研究院の益永茂樹教授、中井里史教授、産業技術総合研究所の駒井武先生にも、心から感謝申し上げたい。

国際航業株式会社地盤環境エンジニアリング事業部の皆様には、博士後期過程に所属している期間中、業務上、多くの迷惑をかけたにも関わらず、多くの励まし、ご協力をして頂いたことには、感謝の言葉もない。皆さんの暖かいお言葉に何度助けられたことか。

事業本部事業部長、常務執行役員の前川統一郎氏には、業務の傍らで研究をすることを認めて頂いたことのみならず、本研究を進める上で、細分化しがちな研究内容について、常に広く高い視点から社会的意義についてお教え頂き、また、氏と議論をさせて頂くことで新たな発想が生みだす源となった。心から感謝申し上げます。日本の土壤汚染政策、地下水環境をより良いものにするために、がんばりましょう。

技術開発室長、中島誠博士には、上司として、共同研究者として、ときには、社会人となってから博士を取得した先輩として、多くのことお教え頂いた。特に、暴露経路解析、論文の執筆方法、また、研究に対する姿勢についても、多くのことを中島博士から学ばせて頂いた。心から感謝申し上げます。

技術部部長の坂本大氏には、公私両面、昼夜両方において、励まし、ご助力を頂いた。また、事業副部長の田中信夫氏、技術 1 グループ長の在原芳人氏、グループ長補佐の佐藤徹朗氏には、業務および学会活動等について配慮いただき、また、背中を押して頂いた。営業部部長の峯岸一郎氏には、厳しい言葉の中に、時節、励ましの言葉を頂いた。氏には、本研究における一つのテーマである、コストの重要性をお教えいただいた。ここに記して感謝する。尾崎哲二博士には、研究内容のみに留まらず、科学とは、という概念的なことについて様々な意見を頂き、時に小さい方に偏りがちな視点を、大きな視点に戻して頂いた。精華大学副教授の武暁峰博士には、氏が国際航業株式会社に在籍時から、共同研究者として、多くのことをお教え頂いた。特に地下水のシミュレーション、物質移行モデルの取り扱い方について、武博士から学ばせて頂いた。心から感謝申し上げます。

また、窪田文好氏には、研究を進める上で指摘を頂くと共に、背中を押して頂いた。ここに記して感謝する。

横浜国立大学大学院環境情報学府益永・中井&松田研究室のメンバーと仕事ができたことは光栄であり、喜びであった。島田泰夫氏、佐々木茂樹氏には、社会人博士の先輩として、また、環境関係の仕事に係る社会人の先輩として、色々相談に乗って頂いた。また、岩崎雄一氏には、博士論文の内容の確認をして頂いたのをはじめ、大学に行くこともままならない状態の私の社会人博士の活動を助けて頂いた。時節、彼の目の覚めるような指摘

により、研究内容がよくなったことは間違いない。心から感謝申し上げる。

伊藤弘明氏、玉田将文氏には、研究を進める上で数々の助言を頂いた。心から感謝申し上げたい。亀田豊氏、光崎純氏、三条英章氏、松藤佑介氏、加藤団氏、宗田一男氏、加藤直人氏、谷本亜矢氏には、研究室に行く回数が少なかった私を様々な面からサポートしてくれた。厚く御礼を申し上げたい。

産業技術総合研究所の岸本充生博士、小林憲弘博士には、投稿論文を読んで頂き、貴重なご意見を頂いた。また、日本不動産研究所の廣田祐二氏には、不動産学会におけるコメンテーターを引き受けて頂いただけでなく、不動産鑑定士としての視点から、その後も貴重なアドバイスを頂いた。ここに記して感謝する。

守秘義務の関係から、お名前を書くことはできないが、業務を通して知り合った多くの方々から、2年半にわたって私の研究に対して暖かい励ましを頂戴し続けた。皆様の言葉がしばみかけていた私の心を何度も奮い立たせてくれた。感謝の言葉もない。皆様には、この研究成果と今後の活動を通して、恩返しをしていきたい。

そして、研究の開始から現在に至るまで、多くの友人に叱咤激励を頂いた。厚く御礼申し上げます。

父、保高英児氏の還暦を過ぎてからの活動力には、多くのエネルギーを頂いた。また、母、保高明子氏には、この2年半、そして、それ以前を含めて、暖かく優しく私を励まして頂いた。ありがとうございました。

最後に時にやさしく、時に厳しく、この2年半を見守り、励ましてくれた史子に厚く感謝の意を記したい。

2006年12月25日

保高 徹生