

論文 / 著書情報
Article / Book Information

題目(和文)	環境リスクを伴う嫌悪施設の公正な立地選定に関する研究
Title(English)	
著者(和文)	籠義樹
Author(English)	
出典(和文)	学位:博士(工学), 学位授与機関:東京工業大学, 報告番号:甲第5789号, 授与年月日:2004年3月26日, 学位の種別:課程博士, 審査員:
Citation(English)	Degree:Doctor (Engineering), Conferring organization: Tokyo Institute of Technology, Report number:甲第5789号, Conferred date:2004/3/26, Degree Type:Course doctor, Examiner:
学位種別(和文)	博士論文
Type(English)	Doctoral Thesis

環境リスクを伴う嫌悪施設の 公正な立地選定に関する研究

環境理工学創造専攻

98D34166 籠義樹

指導教官： 原科幸彦

～ 目次 ～

序章研究の視点と目的	1
第1章 環境リスクを伴う嫌悪施設の立地による受苦	
1-1 環境リスクを争点とした施設立地紛争	9
1-2 嫌悪施設立地に関する公正性の検討	11
1-3 解消困難な受苦	15
第2章 廃棄物処理施設立地の公正性評価	
2-1 公正性の評価枠組み	24
2-2 地価推定手法の開発	27
2-3 都市的ポテンシャルによる地域の分類	41
2-4 土地利用変化からみた公正性	51
2-5 資産価値変化からみた公正性	56
第3章 環境リスクに関する合意形成	
3-1 リスク評価とリスク判断の差異	68
3-2 リスク・コミュニケーションの成立条件	70
3-3 不信感の合意結果への影響	87
第4章 立地選定過程のあり方	
4-1 情報公開による信頼関係醸成	110
4-2 情報非公開により生じる問題	112
4-3 住民参加の下での立地選定の可能性	124
終章結論	128
謝辞	132

序章

研究の視点と目的

(1) 嫌悪施設の立地紛争の定義と性質

紛争とは、「対立の一方当事者 A が、相手方 B に対して自己に不利な行為を妨げ、自己に有利な行為を引き出すよう、B に対する何らかの影響力を行使しようとし、それに対して相手方 B が、そのような行為に対抗して同様の働きかけを行うとき、両当事者のそのような行為からなる社会過程を『紛争』と呼ぶ」（六本、1987）と定義される。ここでは、本定義における「自己に不利な行為」「相手方」「同様の働きかけ」について補足を行い、嫌悪施設の立地に係る住民紛争の捉え方を示したい。

まず、嫌悪施設とは、居住地等近隣への立地を、一般に不愉快と認識される施設であり、廃棄物処分場や幹線道路、ゴルフ場などが該当するであろう。これら施設が不愉快と認識される主たる要因は、生活環境の悪化懸念である点で共通している。そして、この立地に関連して発生する住民紛争は、具体的被害としての環境悪化というよりも、将来における被害発生の蓋然性を問題としている場合が多い。さらに最近では、化学物質の環境リスクが社会問題化するケースもある。

通常、例えば交通事故等に起因する紛争は、「自己に不利な行為」の因果関係が明確であり、図 1 における類型 I のような紛争形態となる。しかし、嫌悪施設の立地に係

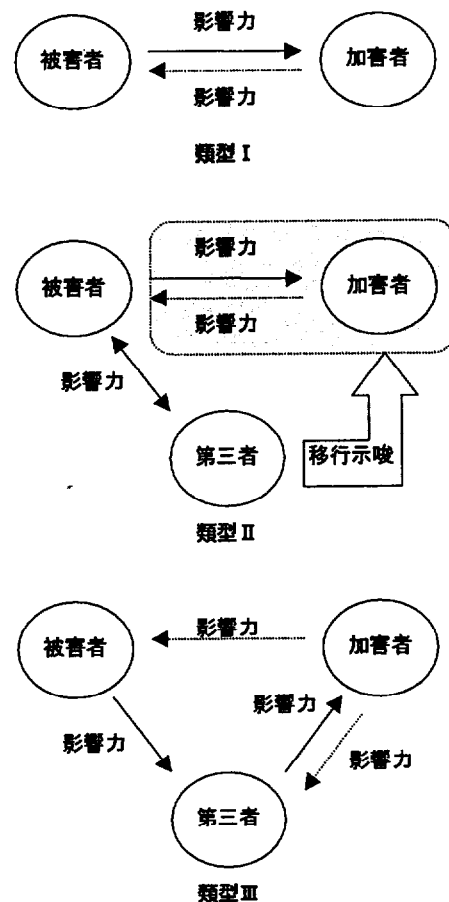


図 1 紛争形態の類型化

る紛争の場合は、紛争原因となる「不利」が、当初より「行為」と関連付けて把握できるとは限らない。また、因果関係が明確でない時点では、「相手方」の特定も正確にはできない。また、「自己に不利な行為」の因果関係と「相手方」が推定できたとしても、被害の発生と内容が不確定な状況では、その「相手方」が「影響力」を無視して当該行為を継続する場合が有り、「同様の働きかけ」が発生しない。

よって、嫌悪施設の立地に係る紛争の場合、被害発生 of 蓋然性が定かでないから、「不利」を認識した当事者が、取り敢えずの「相手方」として行政にその解消を申し立て、「不利」の程度と因果関係に関する理解が深まる過程で、「自己に不利な行為」の所在と、本来の「相手方」が明確になる場合がある（図 1 類型Ⅱ）。また、それらが既に明確であったとして、本来の「相手方」が「影響力」を無視して当該行為を継続する場合、より有効な「相手方」として、行政や NGO 等を意図的に選択する場合も多い（図 1 類型Ⅲ）。この場合の「影響力」と「働きかけ」は、図 1 の類型Ⅰにおいて想定されるものとは、異なった性質のものとなる。

以上から、嫌悪施設の立地に係る紛争は、特に行政を巻き込んだ形で展開することが多い。施設の立地主体が民間事業者である場合であっても、許認可権を有することや、或いは監督責任の所在を理由として、紛争の当事者と認識されるのである。この場合、行政としては、適切な法の執行者としての立場と、地域の生活環境を保全する立場の間で板挟みとなり、難しい対応を余儀なくされる場合が少なくない。

また、廃棄物処分場の様な施設は、嫌悪されたとしても、現実的にはどこかへの立地が必要である。こうした施設の近隣への立地を嫌う傾向は、LULU^{註1)}や NIMBY^{註2)}と呼ばれ、社会的必要性は認識しつつも近隣への立地は拒否したい心情と解される。これは、社会公益上必要な負担を誰がするかという公平性の問題であり、権利主張を激しく行う昨今においては、紛争の主因であるとともに、合意形成を困難にするものの 1 つである。

犬田(1981)は、日本人は戦前とは想像もつかないほどに権利主張をするようになり、それが日本の集団主義と結合して、地域エゴ、住民エゴに繋がって行くというシナリオを提示している。確かに、最近の住民紛争にはそうした側面が見えるのであるが、当該住民が負担をすべき理由や妥当性が、現在の立地過程では十分に説明されていないことも事実であろう。例えば、一般廃棄物処分場の立地に関しては、これに先立って近隣住民に対する計画の説明会を開催することが通例であるが、環境影響の小ささや被害発生 of 蓋然性の低さを示すことが主眼となっていて、立地場所の選定理由に関する情報提供は十分ではない。

また、情報不足というだけではなく、単なる迷惑というより環境リスクなどが争点となる場合、従来のような被害の有無といった視点では、嫌悪施設の立地紛争を捉え切れないということも指摘できる。これを地域エゴと揶揄する場合、それは環境リス

クを被るといった負担（受苦）が、どのような性質のものであるかを理解していない可能性がある。よって、環境リスクを伴う施設が周辺住民や地域にどのような負担（受苦）をもたらし、それはいかなる方法で解消、あるいは対応可能なのかについて検討することが必要である。

（2）法的な正しさと公正性

紛争の解決手段は、当事者間の自律的な話し合いと、社会制度として確立された司法的手法に分けることができる。そして、司法的手法には、純然司法制度としての裁判と、行政制度的に設けられた裁判外紛争処理制度（ADR^{註3)}）がある^{註4)}。ADRは、米国において1960年代より発展し、今や紛争処理手法の1つとして広く認知されている^{註5)}。ただし、米国で環境問題にADRが適用されるようになったのは1970年代後半と指摘されている（原科 1983）。

日本におけるADRとしては、生活環境の悪化を問題とするような紛争の場合、公害紛争処理法（昭和45年制定）に基づく、行政機関による公害紛争制度が存在する。本制度の下で、総理府の外局として公害等調整委員会と、都道府県に公害審査会が設置されており、あっせん・調停・仲裁・裁定の4つの処理手続を、紛争当事者からの申請により開始することができる^{註6)}。4つの手続の中でも、最も良く利用されるのが調停であり、当事者間合意を紛争解決の基礎とするものである。

裁判における解決の場合、時間や費用がかかる上、原因と被害発生の因果関係の立証が問題となり、嫌悪施設の立地に係る住民紛争において、住民が望む結果を得るのは容易ではない。例えば、産業廃棄物処分場の建設・設置や操業に関する民事裁判例については、潮海（1994）によると、1994年初頭までに30件存在し、このうち認容の判断が出たものは約43%で、生活妨害の差止裁判例全体と比較すると高くないとのことである。また、処分場の設置許可等の取消等を求める行政訴訟については、北村（1993）により、原告が原告適格や処分性等の審理要件をクリアすることは難しいとの指摘がなされている。

これに対し、公害紛争処理制度に基づく調停は、両者の合意に基づく柔軟な解決を可能とし、時間や費用の負担も軽減することを企図している。原科（1989）によると、東京湾岸道路幕張西地区における環境紛争の調停事例では、当事者の話し合いの場が比較的容易に作られた点と、路線変更を行うための別の交渉をうまく進める上で役立ったと推察される点で、本制度の有効性が指摘されている。また、高橋（1996）は公害等調整委員会による調停の機能について、

- 1) 事件を比較的迅速に処理しており、当事者の金銭的負担も重くない。
- 2) 訴訟の対象にはなり難い将来の環境汚染・身体被害の予防を目的とする申請を受け入れいることによって、当事者間の交渉の場を作り出している。

- 3) 行政上・立法上の措置を実質的に要求することになる調停申請が受け入れられている。

などの指摘を行っており、将来における被害発生 of 蓋然性を問題とし、行政を当事者として含むことが多い嫌悪施設の立地に係る住民紛争に適した解決手法として期待される。しかし、当事者間の合意が形成され、調停が成立して終結する紛争件数は、全体で見るとさほど多くはない。都道府県公害審査会等に係属し、1990 年から 1996 年の間に取下げ以外の形で終結した調停申請の内、調停が成立したものは 37% に留まっている^{註 7)}。寧ろ、合意形成が成らずに、調停打ち切りの形で終結するものが多いのである。

以上で述べたように、一旦発生した住民紛争を、合意により解決するのは容易ではない。激化した紛争下では、当事者間の信頼関係が損なわれており、共に落とし所（合意）を探す作業が困難なためである。逆に、調停が成立した事例では、当事者間の信頼関係の創出に成功しているとの指摘がある（前出、高橋）。そうした意味で、昨今の嫌悪施設立地過程に見られる計画説明会の実施や近隣住民の同意取得は、計画段階における住民参加機会を設けることにより、紛争発生を予防し、信頼関係を醸成するものとして位置づけられるであろう。しかし、現状では、住民参加により変更される計画内容が限定的で、形式的との批判から逆に紛争状態となり、信頼関係の醸成には至らない事例が少なくないように思われる。

(3) 本研究の視点と目的

現在の日本における嫌悪施設立地に係る合意形成過程は、説明会などの形で住民参加機会は増えているものの、依然として行政や事業者への信頼を前提としている部分が多い。しかし、現実には、そうした信頼関係を所与としない住民が増えてきており、紛争も増えている。寧ろ不信感の存在を前提とした合意形成を指向して行かなければ、決定の場として機能しないであろう。そのためには、立地場所の選定や代替案の検討など、立地計画の段階からの住民参加が必要である。

さらに、化学物質のリスクへの関心が近年高まっており、そうしたリスクを伴う施設の立地が社会問題化してきた歴史がある。マスコミ報道などにより、特定施設がもたらす環境リスクへの認知が急速に高まり、同時に忌避感がある意味扇動され、当該施設の立地が全国的に困難となる現象である。こうした現象の例として、近年ではゴルフ場の農薬問題と廃棄物処理施設のダイオキシン問題とがある。

施設からの化学物質の排出は、科学的な判断として環境基準などにより抑制されるので、その施設がもたらす環境リスクは、適式に立地されるものである限り極めて小さいと言える。それでもそうしたリスクへの忌避意識が高まる背景には、科学的判断に対する様々な疑問と、極めて小さいとしても一部住民がリスクを被ることに対する

不公平感がある。さらに、一般的に嫌悪されるという性質により施設周辺住民が被るかもしれない社会的影響も懸念される。結果として一部住民にこのような受苦負担を要請することが避けられないとすれば、その結果を生じる過程が公正を実現するものでなければならない。本研究は、嫌悪施設の立地により不公正が生じていることと、公正を実現する上で必要な手続きの成立条件を明らかにし、今後の立地選定過程のあり方を検討することを目的としている。

序章註

- 1) locally unwanted land uses (Popper, 1983)
- 2) not in my backyard (Dear, 1992)
- 3) alternative dispute resolution
- 4) 裁判外紛争処理制度は、司法とは区別されるものであるが、実際は司法判断の枠内でその基準に従って解決を導いているのであり、その意味では裁判補完的である(淡路、1996)との指摘がある。よって、本稿のような司法的手法の1つとしての位置づけも妥当であろう。
- 5) 但し、Secondary Justice などと揶揄される場合もあり、必ずしも最適な紛争処理手法として認識されているわけではない。
- 6) 都道府県公害審査会では、裁定は行わない。
- 7) 『平成9年度版 公害紛争処理白書』に掲載されたデータより筆者算出。

序章参考文献

- 淡路剛久 (1996) 公害・環境紛争. 土地・環境問題と法社会学, 48, 84~94, 有斐閣, 東京.
- Dear, Michael (1992) Understanding and Overcoming the NIMBY Syndrome. Journal of the American Planning Association, 58(3), 288~300
- 福士明 (1997) 処分施設立地手続. ジュリスト, No.1120, 53~58
- 原科幸彦 (1989) 環境紛争の制度的調停による解決とその限界—東京湾岸道路幕張西地区の紛争事例—. 計画行政, No.24, 65~76
- 犬田充 (1981) 戦後紛争の軌跡. 『地域紛争の研究』(犬田充・長谷川文雄編著), pp.3~29, 学陽書房, 東京.
- 北村喜宣 (1993) 公害・環境の行政判例—戦後の歩みと展望. ジュリスト, No.1015, 258~268
- 北村喜宣 (1997) 自治体環境行政法. 良書普及会, 東京.
- 公害等調整委員会編 (1997) 平成9年度版 公害紛争処理白書, 大蔵省印刷局, 東京
- Popper, Frank (1983) LULUs. Resources, No.73, 2~4,
- 六本佳平 (1987) 法社会学. 有斐閣, 東京.
- 潮海一雄 (1994) 処分場の建設、操業をめぐる民事裁判例の分析. ジュリスト, No.1055, 39~46
- 高橋裕 (1996) 公害等調整委員会による調停の機能と特色—米国における環境紛争調停と比較して. 土地・環境問題と法社会学, 48, 189~193, 有斐閣, 東京.

第 1 章

環境リスクを伴う嫌悪施設の 立地による受苦

1-1 環境リスクを争点とした施設立地紛争

今やわれわれは、NIMBY (Not In My Backyard) や LULU (Locally Unwanted Land Uses) と呼ばれる現象に関し、国内外を含めて多くの知見を得ている。日本道路協会 (1978) の道路建設に関する社会的紛争への対応策の研究報告では、紛争要因、紛争の解決手段、受益と負担の分布などについて、アンケート調査に基づく分析を行っている。少なくとも 1970 年代後半において、わが国でも NIMBY 現象の重要性が認識され、その解決方法に関する検討が行われていたわけである。しかし、いわゆる嫌悪施設（あるいは迷惑施設）の立地は現在でも依然として困難であるばかりか、ますます難しくなっているように見える。

中でも近年特に問題となっているのが、化学物質による環境リスクを伴う嫌悪施設の立地である。環境リスクの程度は、人の健康などへの影響の大きさとそれが生じる確率の積で表され、影響の大きさや発生確率の捉えられ方によっては、受容困難なほどの被害をもたらすものと認知される。化学物質の場合、そうした被害の種類が致命的なものであったり、次世代に及ぶものであったりするので、認知される被害の質が単なる迷惑とは異なる。最近では、マスコミ報道などにより特定施設がもたらす環境リスクへの認知が急速に高まり、同時に忌避感がある意味扇動され、当該施設の立地が全国的に困難となる現象が発生してきた。こうした現象の例として、近年ではゴルフ場の農薬問題と廃棄物処理施設のダイオキシン問題とがある。

よく言われるように、廃棄物処理施設は環境リスクを伴う施設の典型であり、産業廃棄物処理施設の立地に対する地元住民の反対運動が全国的に発生していることが、大橋 (1996) をはじめとして数多く報告されている。また、行政が立地主体となる一般廃棄物処理施設の場合も、千葉県柏市や京都市東北部などの清掃工場立地に対する紛争が近年発生しており、立地が容易でないことは同様である。環境アセスメントの実施や住民参加機会の拡充などの形で、既存知見は活かされているのであるが、最良の状態にあるとは言い難い。人びとの権利主張が強くなっていることと、広域処理を指向する最近の廃棄物行政を同時に考えると、どこにどのように立地するかという問題は重要性を増しており、廃棄物処理施設の NIMBY 現象について、何が分かっているかが不十分であるか整理をしておくことが必要である。

廃棄物処理施設立地に対する紛争は、周辺住民が被ると認知する負担に対する異議申し立てであり、本研究ではこの負担を受苦と呼ぶ。紛争においては、環境リスクをはじめとする受苦の水準だけでなく、廃棄物を容易に排出できる受益は空間的に広く分布する一方で、ほとんどの受苦は施設周辺の住民が被ることの不公平も争点となる。効率性の観点からは、受苦の内容と程度を科学的に推定し、受忍限度を超えるものについては相応する補償を行うことで解消したとして、それを上回る住民要求について

は無視するといった考え方が可能である。法的な意味での正しさは、こうした考え方に近いのかもしれない^{註 1-1-1}。しかし、現実には廃棄物処理施設が直面している立地困難な状況は、効率性を基準とした社会的厚生水準の改善^{註 1-1-2}を根拠として立地を進めることに、限界があることを示唆している。つまり、受容可能な受苦の水準を科学的に決めることには限界があり、さらに環境リスクのような受苦は仮説的にも補償可能ではない可能性がある。よって、ある施設の立地によって一部住民に環境リスクをはじめとする受苦の受容を要請することが避けられないのであれば、そうした決定の正しさは社会的な合意により担保されなければならぬ。これは単に当事者間の交渉によって最適な補償が実現するということではなく、効率性とは別の公正性と言うべき価値である。よって、立地過程は単なる交渉過程ではなく、公正性を実現する手続きとして捉えるべきである。

本章では、廃棄物処理施設を例として、環境リスクを伴う嫌悪施設の立地過程において実現すべき公正性を考察し、その受苦負担と補償、および手続きとの関係を明確にすることを目的としている。このため、廃棄物処理施設についての公正性・受苦・補償・手続きに関する既存研究を、国内外問わずできるだけ網羅的に調査し、得られている知見の整理・検討を行った。

1-2 嫌悪施設の立地に関する公正性の検討

1-2-1 公正概念の整理

大淵（1998）によると、公正とはある行為や決定を社会的に正当化する根拠となる価値である。色んな視点からの正当化がありえるとすると、この素朴とも言える定義は公正という言葉が含む多様な意味を表している。正義、平等、公平、あるいは衡平^{註1-2-1}など、公正と関連を持つ言葉は多い。そこで、公正研究の歴史を大まかに振り返れば、当初は Adams（1965）の衡平理論に代表される各自の貢献に応じた結果の分配が中心であったが、Rawls（1971）の正義論や Deutsch（1975）に見られるように、分配を公正とするための基準、例えば競争機会が均等に与えられることや、必要性や格差に応じた分配などが注目されるようになった。そして、分配の公正よりも、そうした結果を決定する過程、すなわち公正な手続きが重視されるようになり（Thibaut and Walker, 1975）、田中（1998）によると近年の公正研究の主流は手続き的公正に関するものとなっている。

以上より、公正概念は受益や受苦の配分に関する分配的公正と、配分結果を決定する手続き的公正に分けて捉えることができる。ただし、分配的公正と手続き的公正の関係についても注意を払うべきで、馬場（2002）はこれら2つの公正を評価する8つの視点を提示した上で2つの廃棄物処理施設の立地過程を評価し、次の指摘をしている。第1に分配的公正と手続き的公正は密接不可分で、結果としての資源配分をどのような基準で行うかということも公正な手続きを進めていく中で決定し、説明していかなければならないこと。第2に立地過程が最初から不公正、不公平であると多くの住民が考える場合、いかに洗練された住民参加テクニックを用いても、住民からの信頼、支持を得られないどころか、逆に更なる不信を招くことになることである。

つまり、どこに立地するかとか、どのような補償を行うかというのは分配的公正の領域で判断されることであるが、それらを決定する過程自体が手続き的公正の領域で判断されるということである。よって、周辺住民の反対が時に地域エゴなどと揶揄される場合があるが、それは分配的公正の視点に偏った見方であり、手続き的公正の視点から検討されなければいけない。馬場（2002）は、公正研究のレビューから前述の8つの視点を提示しているが、本研究では廃棄物処理施設の立地に関する事例研究を中心としたレビューから、公正性を評価するための視点の提示を行う。

1-2-2 分配的公正性の評価視点

受苦負担の equity（衡平）の必要性を主張する既存研究は多い。Morell（1984）や Rabe（1994）は、地域間での廃棄物処理の衡平な負担が必要とするもので、この点に

関し Ratick and White (1988) は、嫌悪施設に対する住民の反対の度合いが、施設に認知されるリスクと、リスク負担を他地域と比較した場合の衡平性により決まるとし、施設建設コストと全体としての住民反対の度合いを、ともに最小化する施設配置モデルを提案している。

地域間での衡平な処理負担ができたとしても、地域内での受苦分布は施設周辺に偏るのであり、こうした受苦者への衡平は、補償により実現することになろう。補償の方法としては、柏原 (1991) のプールや集会場などの還元的施設が有効であるという指摘や、松本ら (2002) の焼却施設の排熱を利用した周辺へのエネルギー供給が有効との指摘がある。また、Groothuis and Van Houtven (1998) のように、CVM (Contingent Valuation Method) は合理的な WTA (Willing to Accept) を推定することができ、有害廃棄物処理施設の立地に必要な補償額の評価に有効であるとの主張もある。これらは補償による衡平の実現可能性を示すものであるが、どのような形が公正とされるかは、手続き的公正性に依存するだろう。

ただし、衡平のみにより分配的公正が実現されるわけではなく、どのように補償するかということを考える以前に、社会的ミニマムのような前提条件があろう。この点に関し Portney (1985) は、リスクを低減する技術と、リスクが低減されたことを住民が確信できることに注力すべきで、補償による立地よりも住民に反対される可能性が小さいとしている。また、Kunreuther and Easterling (1990) も、補償による嫌悪施設の立地に関して、リスクと補償のトレードオフを考える前に、住民に施設が安全であることを確信してもらわなければならないとしている。Peters ら (1997) が指摘するように、人びとが適切なリスク認知をするためには信頼関係が不可欠であり、これを醸成する手続きが求められる。

さらに、Lober (1993) は、廃棄物処理施設立地に対する賛成・反対の態度に影響する要因について、ロジットモデルによる分析を行い、反対の態度を示す確率は、リスク認知により高まるが、施設の必要性の認識により低くなることを指摘している。また、Easterling (1992) は、高レベル放射性廃棄物貯蔵施設の受け入れ意思に関して、リスクや便益の認知との関係を調査し、提案された立地位置が最適と考える人はある程度のリスクを認知していても過半数が立地を受け入れるとしている。つまり、受苦が配分されることに対して、施設の必要性や立地位置の最適性が示されることが公正性を高めると考えることができる。

以上から、分配的公正性を評価する視点としては、社会的ミニマムとしての安全性、アカウンタビリティとしての必要性や立地位置の最適性、そして受苦負担と補償に関する衡平性の3つを挙げることができる。

1-2-3 手続き的公正性の評価視点

手続きは、分配的公正性を実現するための機能を提供するだけでなく、結果的に生じた分配の正しさを社会的合意により担保するための過程でもある。分配的公正の実現と合意形成は密接に関係するが、両立するとは限らない。例えば、ある地域で立地不可という合意が形成された結果、他の地域でその分の廃棄物を処理する必要が生じた場合、衡平性という分配的公正が損なわれるからである。こうした点に留意しつつ、ここでは手続き的公正性の評価視点として、①利害関係者が手続きに自由に参加できること、②利害関係者が議論し学習できること、③必要な情報が公開されていること、④利害関係者が決定に関わる機会を持つこと、⑤利害関係者間の信頼関係の醸成がな

表 1-2-1 既存研究に見る手続き的公正性の評価視点

文献	概要	手続き公正性の評価視点				
		参加機会	議論・学習	情報公開	決定機会	信頼関係
Swallowら (1992)	立地選定について、まず技術面で安全性が確保できる候補を多く挙げ、次に多様な社会的影響を評価して候補を絞り込み、最後に経済的補償額と住民の受入意思を考慮して最終的な立地位置を決めるという、3段階のプロセスを提案。	○			○	
Kunreuther (1993)	嫌悪施設のより公平な立地プロセスに関するガイドラインを開発し、米国とカナダの成功・失敗を含む 29 の廃棄物処理施設の立地事例において、アンケート調査を実施。この結果、事業者と近隣コミュニティとの信頼関係を確立することが、施設立地プロセスにおいて重要であり、コミュニティが施設計画を適切であり十分安全であると認識した場合、立地は成功しやすいとしている。また、施設がコミュニティのニーズに合っていることを理解してもらう上で、住民参加もまた重要。	○				○
福本ら (1999)	最終処分場に関して地形地質条件に着目した立地選定手法を構築するとともに、住民参加を取り込んだ立地選定プロセスを提案。さらに、立地選定事例を通じて本プロセスの有効性を検証し、立地選定を行い、同時に適切な情報公開や説明会などの住民参加を行うことが、情報公開不足によって生じる住民反対、あるいは住民反対の拡大を予防し、住民理解の促進に資する。	○		○	○	
郭ら (2000)	専門家の知識を活かすとともに民意も十分反映し、かつ議会もその本質的な役割を発揮するというインフォームド・コンセントによる計画の評価、策定、実施を行う合意形成が必要。インフォームド・コンセントを「住民が主役として、行政情報の十分な開示のもとで、自ら計画評価のものさしづくりから、計画のビジョンづくり、プロセスの提案まで、計画評価、策定、実施過程すべての段階に完全に、自由に、公平に参加すること」と定義。	○	○	○	○	
高橋と古市 (2002)	市民と自治体の良好な協力関係を構築するとの視点から住民参加のあり方について検討し、自治体が市民への適切な情報の提供や学習の場を設けることにより、市民の参加意識の高い計画策定を行うことができ、住民合意の形成に重要。	○	○	○		
原科 (2002)	環境アセスメントにおける住民参加によって関係主体間で情報の共有が図られ、合意形成の支援を行うことができるが、環境アセスメント自体で合意形成を達成することは難しい。合意形成のために必要な関係主体間の継続的な議論の場を、環境アセスメントとは別に設定すべきとし、長野県中信地区の検討委員会の事例を紹介。	○	○	○		○

されること、の5つを挙げる。これらの既存研究との関係は表 1-2-1 の通りである。

分配的公正との関係では、安全性と必要性や立地位置の最適性を満たすためには信頼関係の醸成が、衡平性の実現のためには決定機会が重要である。また、合意形成との関係では信頼関係の醸成が特に重要であろう。星野ら（2001）は、異なる廃棄物焼却施設に対する住民意識を調査し、地域との密着度が施設の迷惑意識に影響するとしている。地域との密着度を信頼感と考えれば、信頼感が高まると迷惑意識が低下して、合意形成の可能性が高まると解釈できる。さらに、合意形成につながる手続き、逆に言うと利害関係者の合意によりその正しさが担保される手続きによって生じた結果は、実際の配分に不公平が生じていたとしても、分配的公正につながる事が考えられる（図 1-2-1 点線）。なお、参加機会、議論と学習、情報公開が全てにわたって必要であることは論をまたない。以上の公正性の評価視点を、相互関係とともに図示したものが図 1-2-1 である。

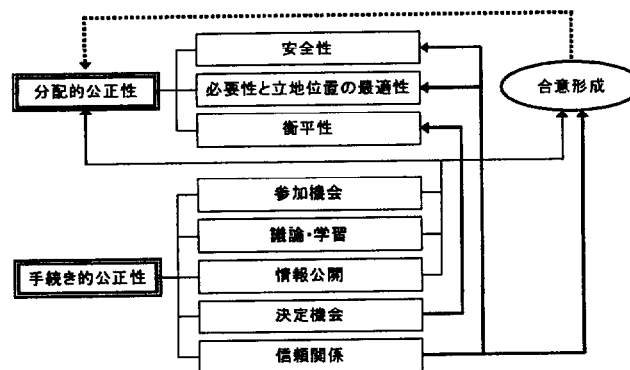


図 1-2-1 公正性の評価視点と相互関係

1-3 解消困難な受苦

1-3-1 環境リスクとリスク認知

廃棄物処理施設がその立地周辺地域にもたらす環境リスクについては、焼却施設については各種大気汚染物質やダイオキシンの排出、保管施設や最終処理施設については、有害化学物質の漏出などが考えられる。こうしたリスクは科学的に評価され、環境基準などを満たし、近隣住民に具体的被害をもたらさないことが確認されなければならない。もちろん、現在の立地過程でも環境アセスメントなどを通してこうした確認はなされているのであるが、住民にリスクを受容してもらうことは容易ではない。その理由として、受容可能なリスクの種類の問題と、科学的に評価されたリスクと認知されるリスクの乖離の問題があげられる。

まず、受容可能なリスクの種類に関して Slovic (1987) は、非自発的に受けるリスク、個人的な便益を直接もたらさないリスク、破滅的な被害を与える可能性のあるリスク、新技術に伴うリスク、次世代の健康にかかわるリスクなどについて、相対的に強い恐怖を感じたり、避けたいという態度を示したりする傾向が強いとしており、Gregory and Mendelshon (1993) も同様の結果を得ている。廃棄物処理施設から排出されるとされる化学物質については、もちろん個々の物質についてどのような影響があるかが正確に理解されなければならないのであるが、少なくとも認知レベルにおいては、死に至る被害が想像されたり、次世代の健康への影響が心配されたりすることが多いと思われる。

次に、科学的に評価されたリスクと住民のリスク認知の乖離については、Kasperson ら (1988) が、リスク認知は情報が伝えられる段階と、社会がそれに反応する段階の2つで拡大されるとしている。Burns ら (1993) は同様の研究において、そうした拡大過程におけるメディアの役割を強調している。廃棄物処理施設への立地反対運動が全国的に活発化している事実は、社会が反応する段階に相当し、リスク認知が拡大される過程と考えられる。

また、不信感がより大きなリスクを認知させるとの指摘は多い (Kunreuther and Easterling 1990、Slovic 1993、Sandman ら 1993、Peters ら 1997 など)。Slovic (1993) は、リスク分析やリスク管理に対する不信感が、適切なリスク認知を形成する上で重要な妨げとなっているとし、また Sandman ら (1993) は、不信感を伴うリスク情報は、リスクの程度が同じであっても、不信感を伴わないリスク情報に比べて、より大きなリスク認知をもたらすことを示している。実際の施設立地過程では、リスク情報の提供者は立地する事業者である場合が多いが、当該事業者と無関係であっても、同じ文脈で捉えられて不信を招く事件は、数多く報じられてきたように思う。

以上から、廃棄物処理施設の環境リスクは、実際の水準よりも大きく認知されがち

な種類であると考えられる。90年代わが国では、廃棄物焼却施設から排出されるダイオキシンのリスクへの関心が全国的に高まり、99年にはダイオキシン類対策特別措置法が成立、焼却施設に対する排出規制が大幅に強化された。最近では、余りにも過剰な反応だったとの指摘（渡辺・林、2003）もあるが、当時は多くの専門家も含めて非常に危険な状況にあるとのリスク認知を形成していたと言えよう。これは、分配的公正性の安全性に関する受苦である。問題は、認知がその負担感に大きく影響することと、生命や次世代に関わる種類のリスクに見合う補償は容易にイメージできないことから、補償的措置により衡平性を達成することが難しい点である。よって、この受苦への対応としては、議論や情報公開を行うことはもちろん、当事者間の信頼関係を醸成するなど、手続き的な公正を実現することが重要である。

1-3-2 Stigma の影響

土壤汚染の分野では、汚染されていない資産の価値と、汚染された資産の価値に除去費用を加えたものは等しくないことを捉え、過去に汚染されていたということ自体から生じる負の効果を Stigma（汚名）と表現する。これは、過去に存在した環境リスクを、技術的に除去した、あるいは問題の無いレベルに低減したことが示されても、依然として人びとはそれを避けたいとする傾向があることから、結果として資産価値の低下を招くことを指すものである。例えば、Bord and O' Connor（1992）は有害物質による汚染が分かっている施設の 1 マイル以内に居住する場合のリスク認知について、汚染除去前は 78% の人、汚染除去後であっても 44% の人が大きなリスクを認知していると述べている。

Mundy（1992）は、市場の直接的な観察からは、土壤汚染などの Stigma による資産価格への影響に関する確証を得ることは難しいとしながらも、実際のリスクと認知されるリスクの差異の結果として、市場が不合理な動きを見せることを示唆する証拠があるとしている。また、Dale ら（1999）は精錬施設周辺地域の資産価値について、大半の汚染地域の資産価値は汚染物質が除去された後に周辺地域と同等に戻るが、施設にごく近い地域はそのスピードが遅いとしている。これらは、Stigma の影響を示唆するに留まるものであって、実証されているとはいえないのであるが、米国の不動産鑑定士協会（Appraisal Institute）では、1980 年頃から Stigma の評価手法が議論されており、その機関紙において Roddewig（1996）は、資産価値への影響に関して、Stigma と環境リスクを区別して評価するための、鑑定実務における指針や留意点を提案している。

Stigma は、土壤汚染だけでなく環境リスクへの近接一般にも用いられており（Cicchetti and Sepetys、1995 など）、廃棄物処理施設にも当てはまる。つまり、施設が

もたらす環境リスクがいかに問題の無い水準であったとしても、人びとがそれを避けようとする傾向がある以上、施設近隣の居住地としての魅力を低下させる可能性はある。言わば、一般に嫌悪されるという性質自体が招く社会的な影響であり、この受苦負担を要請するには、施設の必要性和立地位置の最適性が示される必要があり、分配的公正性に関係する。さらに、施設の必要性和立地位置の最適性に関して利害関係者が合意する手続きが重要であり、そのためには信頼関係の醸成が必要である。

1-3-3 資産価値の低下懸念

廃棄物処理施設に環境リスクなど負の環境的価値が認知されて、それが人びとの居住地選択行動に反映するのなら、施設立地により資産価値が低下する可能性はある。しかし、これを市場価格により実証した研究は、ほとんど見られない。Zeiss and Atwater (1989) のレビューによると、廃棄物処理施設の資産価値への影響を扱った研究 10 件のうち、明らかな影響があるとの結論を得たのは 3 件に留まる^{註 1-3-1}。また、Keil ら (1995) は、廃棄物焼却施設周辺の住居の鑑定価値は、立地時に施設に関する噂などにより低下するが、数年で適正な水準に調整されるとしている。

一方、アンケート調査に基づく研究では、Greenberg and Hughes (1993) が、米国ニュージャージー州の税額査定者を対象とした調査を行い、有害廃棄物処理施設が立地する州内の町の 15% から 20% について、有害廃棄物処理施設が資産価値を低下させ、土地利用と地域計画に影響を与えているとの回答を得たとしている。また、効用水準については、Smith and Desvousges (1986) は、有害廃棄物の埋め立て施設がもたらすリスクに対する意識調査をボストン州の住居所有者に対して行い、そうした施設との距離は、年間 1 マイル当たり 330 ドルから 495 ドルの消費者余剰に相当するとしている。

立地紛争では、反対理由として資産価値の低下懸念が主張されることがあり、意識調査ではその可能性が示唆されるのだが、客観的な市場価格を用いた研究ではそれを裏付けるほどの成果は得られていない。Zeiss and Atwater (1989) はその理由として、不動産売買における情報の不完備を挙げている。その他にも、資産価値への影響が現れるのが施設のごく近隣に限られる可能性や、資産価値を規定する多様な要因の中で、施設の影響は相対的に大きくないといったことも考えられる。公正の実現という意味では Stigma と同様な対応が必要であるが、重要なのは実証困難であるからこそ、単純な補償的措置というより、受苦負担の要請に至る手続きが重要である。

1-3-4 その他の受苦

以上で触れていないその他の受苦としては、廃棄物収集車の往来による道路混雑や臭気、騒音などの直接的な環境被害がある。しかし、原科と小野間（1989）によると、これらに起因する嫌悪感は立地紛争過程で処理施設の真の姿を学習することで解消し得るとしている。つまり、適切な施設であるならば、公正な手続きによって解消し得る受苦と言うことができる。

1-3-5 受苦と公正性の関係

以上で述べたように、解消困難な受苦としては環境リスクと社会的影響の2つが挙げられる。これらの受苦と公正性との関係について言えば、環境リスクは安全性に対応し、その受容可能性に関する合意を形成する手続きとしてのリスク・コミュニケーションが重要である。社会的影響は衡平性に対応し、受苦負担に相応しい補償が問題となるが、その検討を行って立地の受け容れを要請するためには、環境リスクの受容可能性に関する合意に加えて立地位置の最適性に関する合意が形成されていることが前提となると考えられる。環境リスクを伴う嫌悪施設の公正な立地のためには、リスク・コミュニケーションと立地選定といった2つの手続きが重要である。

公正性の視点に立ったこうした考え方は、立地主体に合意形成のためのコスト負担を要請することにつながり、民間企業が法的に問題の無い立地を行う際にも適用可能であるかについて検討を行ってみたい。

産業廃棄物処理施設はほとんどの場合民間企業が立地するが、多くの自治体で周辺住民の同意取得が行政指導されている。これは、社会的関心の高い環境リスクをもたらす施設に関しては、立地過程の情報提供が必要とされることを示している。リスクの受容可能性に関する合意形成が同意取得の条件となるから、合意のためのコストをこの場合民間企業は負担しなければならない。逆に社会的関心の低い環境リスクを伴

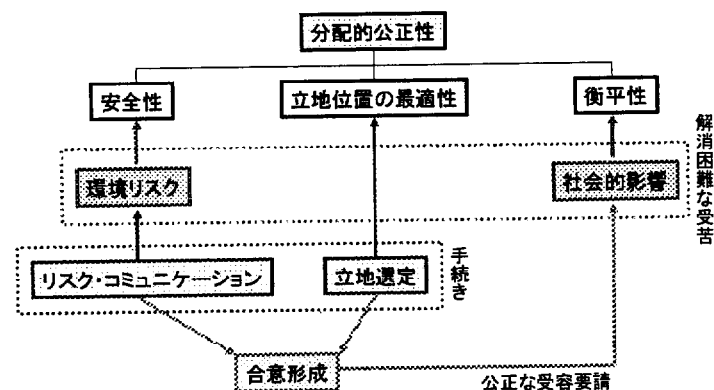


図 1-3-1 受苦と公正性の関係

う施設の場合、現実的にリスクに関する合意形成を行わなくても立地可能なことがあり得る。ただし、企業側が周辺地域に環境リスクをもたらすことを認識しつつ、合意のためのコストを免れるためにその情報を提供しなかったとすれば、ある意味住民の無知につけこんでいるように解釈でき、公正な立地とは言えない。

実際の産業廃棄物処理施設の立地に際して要求される手続きは、法的な意味で問題の無い行為であっても、それが公正なものとして認識されるためには、リスクに関する社会的認知を視野に入れた対応が必要であることを意味している。要求される対応が過剰であるかどうかは、科学的に評価されたリスク水準だけでなく、そのリスク管理主体にも依存すると考えられ、一概には言えない。法的要件は科学的リスク評価に関するものが中心であり、従来の立地の考え方もその点を重視したものが多く、住民要求は一般的に過剰なものと捉えられてきた。しかし、施設立地主体がリスク管理能力を説明して理解を得ることができれば、住民要求も必ずしも過剰なものとならず、公正な立地を実現していくことが可能となると考えられ、そうした立地を指向することが結果的に企業利益につながることを期待される。

第1章註

- 註 1-1-1 民間事業者が立地する産業廃棄物処理施設は、当然のこととして効率性が追求される。潮海（1994）によると、産業廃棄物処理施設の建設・設置や操業に関する民事判例が1994年初頭までに30件存在し、このうち認容の判断が出たものは約43%で、生活妨害の差止裁判判例全体と比較すると高くないとのことである。
- 註 1-1-2 厚生経済学では、誰の満足をも低下させることなく、誰かの満足を増加させるような変化は、パレート改善をもたらすという。また、仮に受益者から受苦者への補償がなされるとき、誰の満足をも増加させることができるならば、潜在的パレート改善があると言い、ある変化が潜在的パレート改善をもたらすとき、効率性基準を満たすともいう（岡、1999）。
- 註 1-2-1 衡平はつりあいの取れている様を表し、公平は判断や行動に当たり、えこひいきしないことを表す（国語辞典 第三版、岩波）言葉で意味に違いがある。英語で表現すれば、衡平は equity、公平は fairness が適当であろう。
- 註 1-3-1 Zeiss and Atwater（1989）のレビューは、原子力発電所など廃棄物処理施設以外の嫌悪施設を含み、資産価値への明らかな負の影響があるとするものは6件、影響が明らかでないとするものは8件、逆に正の影響があるとするものが1件あったとしている。いずれも、被説明変数として市場価格を用いるものである。

第1章参考文献

- Adams, J. S. (1965) Inequity in social exchange. In *Advances in experimental social psychology*, Vol.2 (L. Berkowitz ed.), pp.267~297, Academic Press, New York, NY.
- 馬場健司 (2002) NIMBY 施設立地プロセスにおける公平性の視点—分配的公正と手続き的公正による住民参加の評価フレームに向けての基礎的考察—。日本都市計画学会学術論文集, 37, 295~300
- Bord, R. J. and R. E. O'Connor (1992) Determinants of Risk Perceptions of a Hazardous Waste Site. *Risk Analysis*, 12(3), 411~416
- Burns, W. J., P. Slovic, R. E. Kasperson, J. X. Kasperson, O. Renn, and S. Emani (1993) Incorporating Structural Models into Research on the Social Amplification of Risk: Implications for Theory Construction and Decision Making. *Risk Analysis*, 13(6), 611~623
- Cicchetti, C. C. and K. M. Sepetys (1995) Measuring the effect of natural resource damage and environmental stigma on property value. *Journal of Environmental Law and Practice*, 3(2), 28~36
- Deutsch, M. (1975) Equity, equality, and need: What determines which value will be used as the basis of distributive justice? *Journal of Social Issues*, 31, 137~149
- Easterling, D. (1992) Fair Rules for Siting a High-Level Nuclear Waste Repository. *Journal of Policy Analysis and Management*, 11(3), 442~475
- 福本二也・古市徹・石井一英・蛭名由美子・花嶋正孝 (1999) 住民参加を考慮した最終処分場の立地選定プロセスのシステム化。廃棄物学会論文誌, 11(2), 101~110
- Greenberg, M. and J. Hughes (1993) Impact of Hazardous Waste Sites on Property Value and Land Use: Tax Assessors' Appraisal. *Appraisal Journal*, 61(1), 42~51
- Gregory, R. and R. Mendelshon (1993) Perceived Risk, Dread, and Benefits. *Risk Analysis*, 13(3), 259~264
- Groothuis, P. A. and George Van Houtven (1998) Using Contingent Valuation to Measure the Compensation Required to Gain Community Acceptance of a LULU: The Case of a Hazardous Waste Disposal Facility. *Public Finance Review*, 26(3), 231~249
- 原科幸彦 (2002) 環境アセスメントと住民合意形成。廃棄物学会誌, 13(3), 151~160
- 郭思勤・熊田禎宣・富山慶典 (2000) 迷惑施設の計画参加における住民意見集約方法の一つの提案—高レベル放射性廃棄物処分事業の組織づくりを事例として—。計画行政, 23(3), 37~46
- 柏原士郎 (1991) 地域施設計画論 —立地モデルの手法と応用—。鹿島出版会, 東京, 262pp.
- Kasperson, R. E., O. Renn, P. Slovic, H. S. Brown, J. Emel, R. Goble, J. X. Kasperson, and S.

- Ratick (1988) The Social Amplification of Risk: A Conceptual Framework. *Risk Analysis*, 8(2), 177~187
- 原科幸彦・小野間史敏 (1989) ゴミ焼却場立地に対する住民意識の変容要因に関する研究. *地域学研究*, 19, 199~220
- 星野貴之・嶋田喜昭・舟渡悦夫 (2001) 異なるごみ焼却施設周辺の住民意識に関する比較分析. *環境情報科学論文集*, 15, 67~72
- Keil, K. A. and K. T. McClain (1995) The Effect of an Incinerator Siting on Housing Appreciation Rates. *Journal of Urban Economics*, 37, 311~323
- Kunreuther, H. and D. Easterling (1990) Are Risk-Benefit Tradeoffs Possible in Siting Hazardous Facilities? *American Economic Review: Papers and Proceedings*, 80(2), 252~256
- Kunreuther, H., K. Fitzgerald, and T. D. Aarts (1993) Siting Noxious Facilities: A Test of the Facility Siting. *Risk Analysis*, 13(3), 301~318
- Lober, D. J. (1993) Beyond Self-interest: A Model of Public Attitudes towards Waste Facility Siting. *Journal of Environmental Planning and Management*, 36(3), 345~363
- 松本由紀子・三浦浩之・尾崎平・和田安彦 (2002) エネルギー供給等の補償による廃棄物処理施設建設での合意形成. *環境情報科学論文集*, 16, 85~90
- Morell, D. (1984) Siting and the Politics of Equity. *Hazardous Waste*, 1(4), 555~571
- 日本道路協会 (1978) 社会的紛争の対応策に関する研究. 136pp.
- 大淵憲一 (1998) 手続き的公正を越えて: 社会集団の理論へ. 『社会的公正の心理学 心理学の視点から見た「フェア」と「アンフェア」』 (田中堅一郎編著), pp.83~103, ナカニシヤ出版, 京都.
- 大橋光雄 (1996) ゴミ大パニックの到来は近い. *世界*, No.628, 86~91.
- 岡敏弘 (1999) 環境政策論. 岩波書店, 東京, 242pp.
- Peters, R. G., V. T. Covello, and D. B. McCallum (1997) The Determinants of Trust and Credibility in Environmental Risk Communication: An Empirical Study. *Risk Analysis*, 17(1), 43~54
- Portney, K. E. (1985) The Potential of the Theory of Compensation for Mitigating Public Opposition to Hazardous Waste Treatment Facility Siting: Some Evidence from Five Massachusetts Communities. *Policy Studies Journal*, 14(1), 81~89
- Rabe, B. G. (1994) Beyond NIMBY -Hazardous Waste Siting in Canada and the United States-. The Booking Institution, Washington, D. C., 199pp.
- Ratick, S. J. and A. L. White (1988) A risk-sharing model for locating noxious facilities. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 15, 165~179
- Rawls, J. (1971) A theory of justice. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Roddewig, R. (1996) Stigma, Environmental Risk and Property Value: 10 Critical Inquiries. *Appraisal Journal*, 64(4), 375~387
- Sandman, P. M., P. M. Miller, B. B. Johnson, and N. D. Weinstein (1993) Agency Communication, Community Outrage, and Perception of Risk: Three Simulation Experiments. *Risk Analysis*, 13(6), 585~598
- Slovic, P. (1987) Perception of Risk. *Science*, No.236, 280~285
- Slovic, P. (1993) Perceived Risk, Trust, and Democracy. *Risk Analysis*, 13(6), 675~682
- Smith, V. K. and W. H. Desvousges (1986) The Value of Avoiding a LULU: Hazardous Waste Disposal Sites. *Review of Economics and Statistics*, 68, 293~299
- Swallow, S. K., J. J. Opaluch, and T. F. Weaver (1992) Siting Noxious Facilities: An Approach That Integrates Technical, Economic, and Political Considerations. *Land Economics*, 68(3), 283~301
- 高橋富男・古市徹 (2002) 廃棄物計画のための市民参加と住民合意. *廃棄物学会誌*, 13(3), 128~137
- 田中堅一郎 (1998) 公正に関する社会心理学的研究の歴史的変遷: 衡平理論の以前と以後. 『社会的公正の心理学 心理学の視点から見た「フェア」と「アンフェア」』 (田中堅一郎編著), pp.1~22, ナカニシヤ出版, 京都
- Thibaut, J. and L. Walker (1975) Procedural justice: A psychological analysis. Lawrence Erlbaum, Hillsdale, NJ.
- 潮海一雄 (1994) 処分場の建設、操業をめぐる民事裁判例の分析. *ジュリスト*, No.1055, 39~46.

渡辺正・林俊郎 (2003) ダイオキシン 神話の終焉. 日本評論社, 東京, 211pp.
Zeiss, C. and J. Atwater (1989) Waste Facility Impacts on Residential Property Value. *Journal of Urban Planning and Development*, 115(2), 64～80

第 2 章

廃棄物処理施設立地の 公正性評価

2-1 公正性の評価枠組み

2-1-1 本項の視点と目的

いわゆる迷惑施設や嫌悪施設と形容されるものの中で、廃棄物処理施設はその身近なものの一つであり、周辺地域にもたらす環境リスクが社会的に問題とされる代表的な施設である。本章では、廃棄物処理施設を例として、その立地により生じる社会的な影響を定量的に分析することにより、嫌悪施設の立地が周辺地域に分配的な不正をもたらし得ることを実証することを目的とする。

廃棄物処理施設は、公共団体が立地する一般廃棄物処理施設と、主として民間企業が立地する産業廃棄物処理施設とに大別することができ、それぞれが焼却や破碎などを行う中間処理施設と埋立などをおこなう最終処理施設に分けられる。産業廃棄物処理施設の立地に対する地元住民の反対運動が全国的に数多く発生していることは、大橋（1996）をはじめとして多くの報告があるが、一般廃棄物処理施設に関しても、千葉県柏市の第二清掃工場に関する最近の住民紛争事例などがあり、いずれも嫌悪施設としての性格を有しており、近隣住民の反対によって新規の立地が困難となっている。

一般廃棄物処理施設の場合はもちろんであるが、近年は産業廃棄物処理施設の場合でも、その立地過程において、環境影響評価や近隣住民との話し合いがなされるようになってきている。こうした合意形成のための工夫は不可欠なものと考えられるが、依然として住民が近隣への立地を避けたい気持ちは根強いであろう。その要因の1つとして、環境影響が全く無いとしても、多くの人に嫌悪される施設が立地すること自体に起因する社会的な影響は想定され、これを適切に評価し説明することが、一般にはなされていないことがあげられる。

ここで言う社会的な影響とは、同等な都市的ポテンシャルを持つ地域と比べて、嫌悪施設の周辺は居住地や業務地としての発展の仕方が異なるということであり、認知的な環境質の低下が人の選択行動に影響を与えた結果として生ずるものである。これを観測可能なデータを用いて説明する手法としては、キャピタリゼーション仮説に基づくヘドニック・アプローチが有用なものの1つであり、広い分野に適用されている。しかし、廃棄物処理施設立地の社会影響評価にヘドニック・アプローチを用いるには、適当な地価データの入手可能性に問題がある。つまり、市場価格データは土地の流動性が低い地域においては入手が困難であるから、廃棄物処理施設周辺において十分なサンプルを得ることが難しい。

そこで本研究では、そうした地価計測データの入手が難しい地域の地価推定手法を開発した上で、首都圏を対象とする基準メッシュ（約1km四方）を都市的ポテンシャルが同等な地域への分類を行い、社会的影響評価を土地利用変化と資産価値変化の両面から行う。土地利用変化は施設立地が周辺地域に与える都市計画面での影響を表し、

資産価値変化は経済的な影響を表す。いずれも、嫌悪施設の立地が人の選択行動に影響を与えた結果を示すものであり、都市的ポテンシャルが同等であるにもかかわらず、嫌悪施設が存在するメッシュにおいてこうした社会影響が生じているとすれば、それは分配的な不公正が生じていることを意味する。また、土地利用は地域の認知的環境と関連付けて考えやすいため、資産価値の損失という形での影響の表現方法と比べて、立地過程における近隣住民との合意形成過程における情報として有用であることも考えられる。

2-1-2 先行研究の整理と本研究の位置づけ

米国の不動産鑑定士協会（Appraisal Institute）では、1980 年頃から Stigma（汚名）の評価手法が議論されており、鑑定実務における指針や留意点が提案されている（Mundy 1992, Roddewig 1996）。元々は、スーパーファンド法が適用された施設に関連付けられた概念であったが、最近では廃棄物処理施設を、Stigma をもたらすものと捉えた研究も協会誌（Appraisal Journal）を中心として幾つか見つけることができる。この場合の Stigma という言葉は、まさに嫌悪されること自体から生ずるかもしれない社会影響を指すものと言えよう。Greenberg・Hughes（1993）は、米国ニュージャージー州の税額査定者へのアンケート調査を行い、有害廃棄物処理施設が立地する州内の町の 15% から 20% について、有害廃棄物処理施設が資産価値を低下させ、土地利用と地域計画に影響を与えているとの回答を得たとの報告を行っている。

このように、嫌悪施設立地の社会影響の評価尺度として、資産価値は有用なものの 1 つであり既存研究も多い。例えば、Smith・Desvousges（1986）は、有害廃棄物の埋め立て施設がもたらすリスクに対する意識調査をボストン州の住居所有者に対して行い、そうした施設との距離は、年間 1 マイル当たり 330 ドルから 495 ドルの消費者余剰に相当するとの結果を得ている。また、資産価値尺度による評価は、損失補償を前提とした立地を可能とする実務的側面があり、例えば Groothuis ら（1998）は、CVM（Contingent Valuation Method）による補償額の算定が有害廃棄物処理施設の立地に有効としている。

しかし、資産価値を用いた評価手法自体に関する問題点も、幾つか指摘されている。Zeiss・Atwater（1990）は、施設立地の影響を資産価値の変化として捉えるヘドニック分析を行ったが、高い説明力を得ることはできず、その原因として不動産売買における情報の不完備を挙げている。また、Keil・McClain（1995）は、焼却施設周辺の住居の鑑定価値は、立地時に施設に関係する噂などにより低下し、適正な水準に調整されるまでに数年を要するとしており、Dale ら（1999）は、精錬施設周辺地域の資産価値について、大半の汚染地域の資産価値は汚染物質が除去された後に周辺地域と同

等に戻るが、施設にごく近い地域はそのスピードが遅いとしている。

また、Kunreuther・Easterling (1990) は、住民がリスクを低いと確信するのは、事業者の信頼に依存するので、補償は有害施設 (Hazardous Facility) を受容やすくする効果を余り持たないとの指摘もある。この点に関して、Groothuis・Miller (1994) は、有害廃棄物処理施設を我慢する態度と避けようとする態度に区別した場合、我慢する態度は経済的な議論を受容することの現われであり、避けようとする態度は個人的な恐怖の結果であると述べている。つまり、補償原理が機能するには、立地に関する原則的な合意が必要ということであろう。

以上から、実務への応用を想定した場合、廃棄物処理施設立地の社会影響を資産価値尺度でとらえる手法には魅力があるが、補償を行うからといって立地が容易になるわけではなく、評価された値も、通常被説明変数に用いられる資産価値データの信頼性に依存して、補償額として用いるには精度を欠くものと考えられる。本項の意図としては、定量分析を補償的措置に結び付けるというよりも、社会統計データを用いて社会的影響の有無を実証することにより分配的不公正の存在を示した上で、これを補償原理により解消することは困難との視点から、社会的合意に担保された公正の実現手続きの必要性を指摘するものである。

なお、ランダム効用理論に基づく土地利用モデルに従えば、ある土地について最も高い価格を提示した者が新しい利用者となって土地利用の変化が発生するというメカニズムを考えることができるから、資産価値と土地利用変化は密接な関連を持つ。例えば、大佛・栗崎(1996)は、土地利用遷移確率行列を用いて、効用レベルで見た付け値の空間分布を計量化することが可能であることを示している。本項で行う土地利用変化と資産価値変化からみた社会的影響の評価は、人の選択行動の結果を表と裏の両面から観察するようなものと考えられる。

2-2 地価推定手法の開発

2-2-1 本項の視点と目的

地価は、環境や社会資本整備の効果を定量的に評価するための指標として有用であり、ヘドニック・アプローチを中心として多くの研究がなされている。理論的厳密な評価がどの程度可能であるかという疑問はあるにしても、金本（1992）が指摘するように、もとより非市場財の便益を知ることはきわめて困難であるため、ごく大雑把な推定ができるだけでも非常に有益であることから、公共投資に関して費用と効果のバランスが強く求められる昨今において、便益の地価帰着に関する研究は、ますます重要となっていると言える。

こうした研究を行う上では、信頼性の高い地価データが不可欠であり、公示地価や取引価格などがよく用いられる。ただし、当然のことながら、これらのデータが得られるのは調査地点や取引が行われた地点など、研究上の必要とは無関係に限定されており、任意の地点の地価は得られない。例えば、ある種の嫌悪施設の立地のように、限られた地点が有する属性を含めた地価関数推定を行う場合、そうした地点の地価が必ずしも得られないことが問題となる。また、地価の時系列分析を行う場合においても、安藤と吉田（1990）が指摘するように、最も時系列的に整備されている公示地価でさえ、同一地点の調査継続年数は高々5年程度であるため、公示地価をそのまま用いた時系列分析は困難である。

時系列分析に関しては、同一地点の測定地価が継続して得られない問題を解決するための工夫を行っている先行研究がある。安藤と吉田（1990）は、調査地点変更による欠測部分を補間する方法として、時系列方向のロジスティック曲線の当てはめと、各時点におけるヘドニック的地価関数の推定を合わせた手法を考案している。また、肥田野ら（1994）は、土地市場をその特徴からセグメント化した上で、各年度・各セグメントについてそれぞれ地価関数を推定し、各地価関数に仮想地点の属性値を入力して時系列分析を行うための基準地価を整備している。なお、この地価関数を用いて実際の地点の地価を得ることも形式的にはできるが、高度に集計的な説明変数が用いられていることを考慮すると、相対的な地価水準を示すことには有用でも、実際の地点の地価推定に用いるには誤差が大きいものと予想される。

一方、任意の地点の地価を推定するための手法を示した先行研究は見られないが、1つの方向としては、肥田野ら（1994）の研究を発展させ、より細かなゾーニングを行って、それぞれに精緻な地価関数を導くということが考えられる。ただし、こうした地価関数においても、既に測定地価のある地点の属性のみを考慮しえるという意味で、説明変数として採用可能な属性には限界がある。また、推定値の精緻化を指向すればするほど、網羅すべき属性データの範囲が広がるとともに、ゾーニングの単位も細か

くなって、推定に要するコストが増大する。さらに、こうした地価関数が構成できたとしても、この関数による推定値を、他の地価関数推定に用いることは、同義反復となる可能性もあろう。

本項では、地価関数による任意の地点の地価推定は現実的に困難との考えから、言わば次善の策として、地価推定地点近傍の測定地価により構成される Delaunay 三角形を用いて、幾何学的に補間する手法（以降 Delaunay 補間と表記）を提案する。第 1 に、本手法の有効性を示す意味で、Delaunay 補間により得られる地価を用いた地域資産価値を算出し、この妥当性を検証する。第 2 に、Delaunay 補間による推定誤差を、別の空間予測手法として知られる Kriging（クリギング）と比較して検討する。

2-2-2 Delaunay 三角形を用いた補間

与えられた点を通り、その間を滑らかに補間する一般的な方法としてスプライン補間があり、これも一種の幾何学的な補間手法である。これに対して Delaunay 補間は単純な線形的補間である。地価の空間的な補間推定に関して両者の優劣を検討すると、スプライン補間には次の問題点がある。

1) 点群範囲の定め方

多数の地価データを用いる場合、点群を分割して曲線を接続することが現実的であるが、どの範囲の点群を使用すべきか事前には決まらない。地価の空間分布とのフィッティングを見ながら調節するのが 1 つの方法としても、広範囲に適用可能な基準の設定は難しく恣意性が残る。また、曲線の接合部分での連続性の確保も問題である。

2) 凸部分の解釈

スプライン補間の場合、与えられた点を上回ったり下回ったりする部分が生じるが、それは点群の与え方によって決まってくる。実際にそのような分布になるかどうかは不明であり、推定結果が良かったとしても悪かったとしても、その要因の推定が一般的にはできない。

3) 負値への対処

補間値が負となる部分が生じるが、負の地価はあり得ないため、その部分は直線で繋ぐなどの対処が必要である。

以上から、スプライン補間にはアプリオリに対処が必要な問題が幾つもあり、地価データの幾何学的補間方法としては、線形補間に比べて必ずしも優れているとは言えない。むしろ、線形補間の方が広域に同じ基準で適用することができ、推定誤差が生じる要因の考察も容易であることから、本研究では Delaunay 補間を採用した。

Delaunay 三角形は、点と点の隣接関係を幾何学的に表現する Voronoi 図と双対図形

の関係にある（浅野、1999）。Voronoi 図は、施設などの最適配置問題に応用され、次のように定義される。すなわち、施設などの立地点を p_i とし、同じ平面上の任意の点を p 、さらに点 p_i と点 p の間の直線距離を $d(p_i, p)$ とあらわすとき、点 p_i に対応する Voronoi 領域 $V(p_i)$ は、次式で表される（岡部・鈴木、1997）。

$$V(p_i) = \{p | d(p, p_i) \leq d(p, p_j), j \neq i\} \quad \text{式①}$$

式①は、直線距離が他の点 p_j より p_i の方が短い領域を $V(p_i)$ とすることを意味している。この Voronoi 領域は、すべての p_i について定めることができ、これらの集合からなる全体の幾何図形を Voronoi 図と呼んでいる。

Voronoi 図における点 p_i は母点と呼ばれ、隣接する Voronoi 領域の母点同士をつなぐ線分を引くと、辺と辺が互いに重ならない三角形網を構成することができ、これが Delaunay 三角形である。また、Voronoi 領域を構成する辺と辺の接合点を Voronoi 点と呼ぶが、これは Delaunay 三角形の外心となる。

Delaunay 三角形は、標高測定地点の集合から多面体地形図を構成することによって、地形図を近似するのに適した手法として知られ、地形のモデリングに応用した先行研究がある（二宮ら、1992）。それは、Delaunay 三角形による平面の分割が、各三角形の最小角度を最大にするという特徴を持つためであるが、この特徴が地形図近似に適する理由は、M.ドバーグら（2000）の解説を参考にすると、以下のように説明することができる。

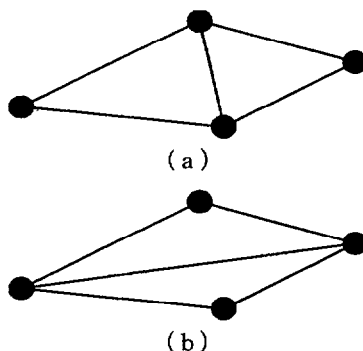


図 2-2-1 4つの測定地点により構成される三角形

4つの測定地点があるとき、これらを用いて三角形を構成する方法としては図 2-2-1 の2通りが考えられる。このどちらが良い方法であるかは一概に言えないが、地形図を近似する方法としては直観的に(a)の方が適している。というのは、(b)は比較的離れた点を用いて三角形が構成されているためであり、地形の連続的な変化を想定した場合に違和感がある。

同じ点の集合を用いて三角形を構成したとき、離れた点を用いて構成された三角形の最小角度は、近くの点を用いて構成された三角形のそれと比べて小さくなる。よって、全体としてできるだけ近くの点を用いて三角形を構成する場合には、各三角形の

最小角度が最大になるように構成点を定める必要があり、Delaunay 三角形はこうした性質を有している。

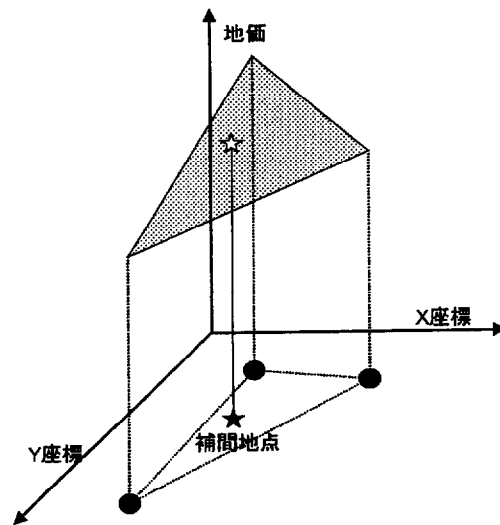


図 2-2-2 地価の Delaunay 補間イメージ

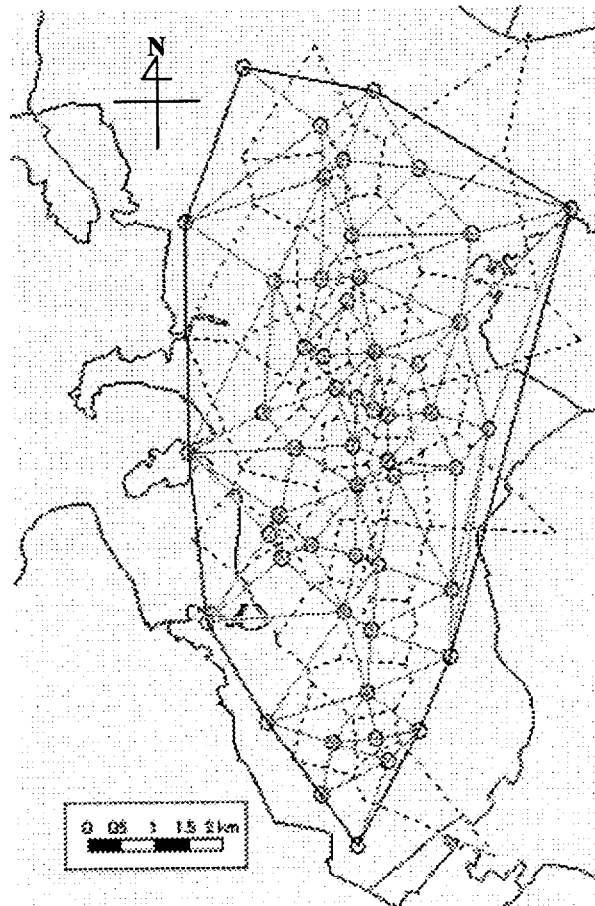


図 2-2-3 地価測定地点による Delaunay 三角形の例

* 点線が Voronoi 図、薄い実線が Delaunay 三角形を示す。また、濃い実線は Delaunay 三角形網の外縁を示す。

本研究で提案する Delaunay 三角形を用いた地価補間(以降 Delaunay 補間地価と表記)は、以下の手順で行う。まず、測定地価地点群により、Delaunay 三角形網を作成しておく。次に、地価の補間を行う地点を内包する Delaunay 三角形を見つけ、頂点(測定地点)の地価を高さとする平面を定義し、その平面の補間点座標の高さを求め、これを Delaunay 補間地価とする(図 2-2-2)。言わば、地価を標高に見立てた地形図を描いていることにほかならない。なお、図 2-2-3 は、千葉県柏市の 1995 年の公示地価を用いて、Voronoi 図と Delaunay 三角形を構成した例である。

2-2-3 Delaunay 補間地価を用いた地域資産価値評価

Delaunay 補間地価は、Delaunay 三角形網の外縁内であれば任意の地点で得ることができるので、地域の資産価値の算出が可能である。すなわち、地点の座標を (x, y) 、Delaunay 補間地価を $p(x, y)$ とすると、当該地域の資産価値は次式で与えられる。

$$\iint p(x, y) dx dy \quad \text{式②}$$

ここでは、こうして得られる地域資産価値の妥当性を検証するために、市の固定資産税収との比較を行った。式②により各市の地域資産価値を計算した上で、細密数値情報の土地利用 10m メッシュデータを用いて、固定資産税の対象外となる水面・道路・公共用地などに該当する部分を除いた(表 2-2-1)。ただし、固定資産税の減免措置を受けている土地など、土地利用データからは判別できない部分が残存してはいる。なお、市境界部分にかかるメッシュの面積按分措置も行っていない。対象地域は、細密数値情報が利用可能な千葉県内の 16 市(表 2-2-2・図 2-2-4)とし、対象年度は細密数値情報の調査年度に合わせて、1984 年・1989 年・1994 年とした^{註 2-2-1}。

表 2-2-1 対象とする土地利用

土地利用種類	細密数値情報分類コード	対象
山林・荒地	01	○
農地	02, 03	○
造成地	04, 05	○
工業用地	06	○
住宅地	07, 08, 09	○
商業・業務用地	10	○
公共用地	11, 12, 13	×
その他	15*	×
水面	14, 16	×

* 「その他」は、防衛施設、米軍施設、基地・演習場など

表 2-2-2 地域資産価値算出対象市

千葉市、市川市、船橋市、松戸市、野田市、成田市
佐倉市、習志野市、柏市、流山市、八千代市
我孫子市、鎌ヶ谷市、浦安市、四街道市、八街市*

* 八街市は 1994 年度のみ

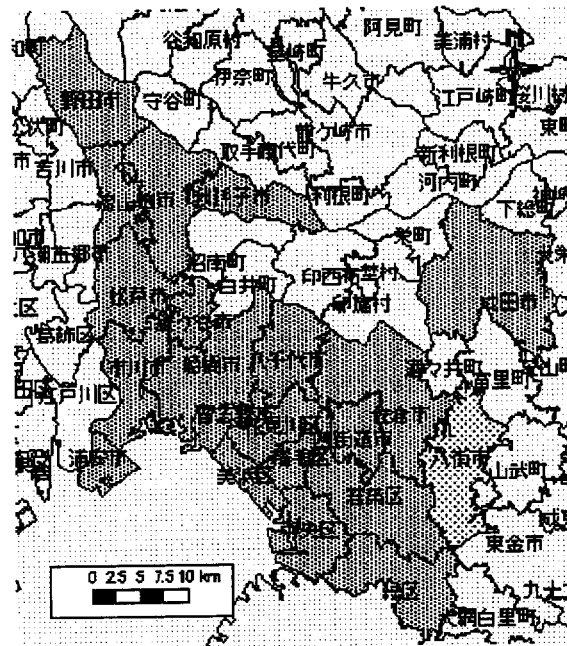


図 2-2-4 分析対象市の位置^{註 2-2-2}

本分析の結果は表 2-2-3 の通りであり、Delaunay 補間地価により算出した地域資産価値は、固定資産税収、並びに評価額と高い相関を示している。相対的な資産価値の違いという点で、Delaunay 補間地価による地域資産価値は、各地域の水準を適切に表しているといえる。参考までに、各市の公示地価の算術平均と比較すると、算術平均の方は固定資産税との相関が低く、地域の資産価値水準を表す指標としては適切でないことが分かる。単純な平均地価の場合、各測定地価が適用される面積が考慮されないためと考えられる。また、各年度通してみても、Delaunay 補間地価による地域資産価値は、安定して高い相関を示している。

表 2-2-3 地域資産価値と固定資産税の関係

年	方法	固定資産税収	固定資産税評価額 (土地分)
1984 年	補間	0.943**	0.920**
	平均	0.508	0.550*
1989 年	補間	0.952**	0.958**
	平均	0.553*	0.557*
1994 年	補間	0.951**	0.960**
	平均	0.532*	0.657**

**1%水準で有意（両側） *5%水準で有意（両側）

また、図 2-2-5 は 1994 年の固定資産税評価額（土地分）との関係を図示したものであり、各市の地域資産価値と固定資産税の整合的な関係を表している。回帰式を得ると次のようになる。

$$C_T = 3.470^{**} C_V - 14.053^* \quad \text{式③}$$

決定係数 $R^2 = 0.921$

**1%水準で有意 *5%水準で有意

C_T : 固定資産税評価額（土地分）、単位 10 億円

C_V : 地域資産価値、単位 兆円

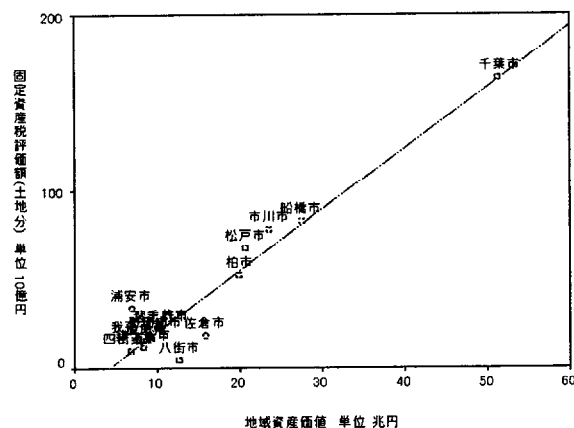


図 2-2-5 Delaunay 補間地価により算出した地域資産価値と固定資産税評価額の関係(1994 年)

次に、公示地価の Delaunay 補間により算出された地域資産価値の絶対的な水準について、その妥当性を検討するために、各市の固定資産税評価額の地域資産価値に対する比率を計算し、これを実効税率とした。固定資産税の税率は基本的に 1.4% であるが、よく知られるように路線価は公示地価より低いことに加え、市街化区域内においても宅地並み課税の対象とならない部分が相当程度あるため、実効税率は 1.4% より著しく低くなる。岩田ら（1993）によると、東京都心から 50km 圏内にある特別区を除いた東京都と神奈川県 の 33 市の実効税率^{註 2-2-3} は、宅地に関しては 1985 年度で 0.1252%、1988 年度で 0.0595% である。これを目安として、各市の実効税率を比較したものが、図 2-2-6 である。

図 2-2-6 において、各市の 1984 年と 1989 年の実効税率は、それぞれ文献の 1985 年と 1988 年の実効税率の値に近いものが多く、Delaunay 補間地価による地域資産価値の絶対的な水準も、ほぼ妥当なものと考えてよいだろう。また、何れの市においても、1994 年度の実効税率は、1989 年のそれと比べて上昇しており、バブル崩壊後の固定資産税負担の増加を良く表している。

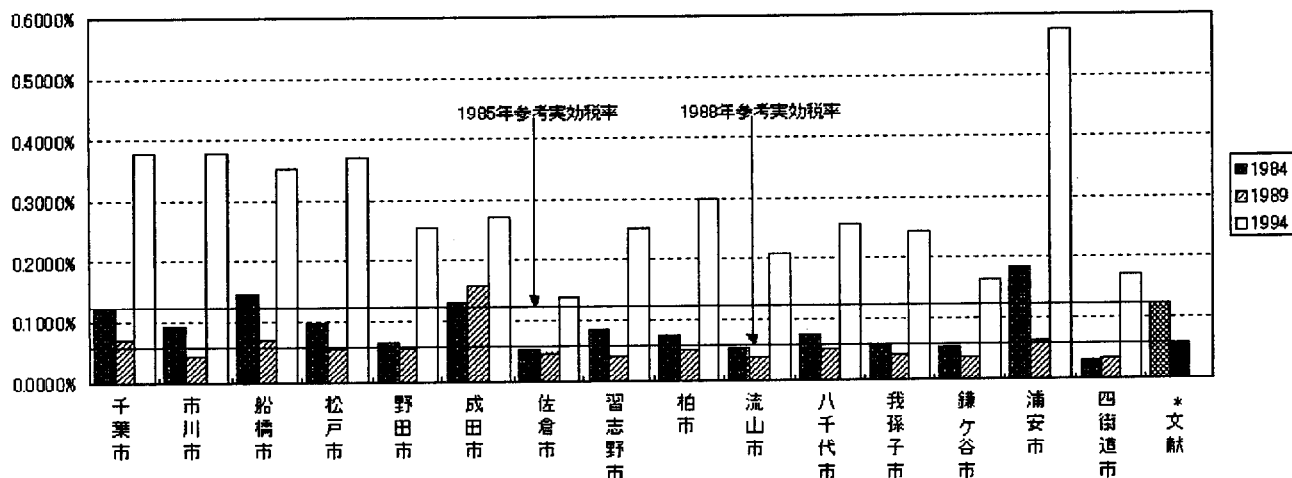


図 2-2-6 地域資産価値を用いた各市の実効税率

*文献は、岩田ら(1993)による。また、八街市は 1994 年のみの算出なので、この図には含めていない。

2-2-4 Delaunay 補間地価の誤差検討

(1) 空間予測手法 Kriging

Delaunay 補間は、幾何的に任意の値を推定するものであるが、測定値を確率場における実現値とみなし、統計的に任意の値を予測する Kriging という手法がある。Kriging は、本来鉱床の空間分布則の記述と予測を行う手法として地質学分野で発達した手法であるが、現在では環境科学や気象学などに広く応用されている。最近では、これを社会科学分野に応用した堤ら (2000) の報告もある。

近年、地価の空間分布の研究では、空間波及 (空間相関) に関心が持たれている。つまり、ある地点の地価はその地点の属性のみでなく周辺の地価にも依存するということである。社会統計データの空間相関の分析手法としては青木の一連の研究 (1986a、1986b、1987) や、青木・大佛の一連の研究 (1990、1991、1992a、1992b) に端を発し、地価に関しては青山 (1991) や高塚・樋口 (1996) の空間的自己回帰モデルが最近注目されている。この空間的自己回帰モデルは、Kriging とほぼ同じものであり、高塚・樋口 (1996) の研究はその理論的裏づけや経済学的意味を検討するものである。地価研究分野での空間的自己回帰モデルは研究者ごとにアレンジが加えられ統一的なモデルが定まっているわけではないので、本研究では Delaunay 補間による推定で生じる誤差を、Kriging を地価予測に応用した場合に生じる誤差と比較し、手法としての優劣を検討した。なお、Kriging に関する説明は、間瀬・武田 (2001) を参考にして記述した。

Kriging には、普遍 Kriging やブロック Kriging など様々な種類があるが、ここでは確率場に対して本質的定常性を仮定する通常 Kriging を取り上げる^{註 2-2-4}。確率場が本質

的定常性を持つとは、観測位置 $s_1, \dots, s_n$ における確率変数 $Z(s_1), \dots, Z(s_n)$ が、次の性質を満たすことである。

$$E[Z(s_i) - Z(s_j)] = 0 \quad \text{式④}$$

$$\text{Var}[Z(s_i) - Z(s_j)] = 2\gamma(s_i - s_j) \quad \text{式⑤}$$

関数 γ をセミバリオグラムと呼び、式⑤は確率変数の分散が、位置の相対的差のみに依存することを意味している。 γ の関数形としては線型・球型・指数型などが考えられており、実際には観測値から次式⑥を算出して（経験セミバリオグラム）その分布から判断し、最小二乗法などにより推定する。

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2|N(h)|} \sum_{N(h)} (Z(s_i) - Z(s_j))^2 \quad \text{式⑥}$$

ただし、 $N(h)$ は $h = |s_i - s_j|$ なる組の数

なお、式⑥の実際の計算では、 h を単一の値とすると対応する $N(h)$ がほとんど無くなってしまふ。そのため、 h を幾つかの区間に分けて、各区間に属する観測値の対を用いて計算する。区間幅の定め方に関しては、Journel と Huijbregts (1978) が、各区間における対の数が 30 より多く、相対距離の最大値の 1/2 以上の対は用いないという目安を提示している。

通常 Kriging とは、任意の位置 s_0 における値 $Z(s_0)$ の最良線形不偏予測であり、最良の意味を平均二乗予測誤差の最小性と考えると、次のように推定できる。まず、線形予測量は適当な重み $\mathbf{w}$ を用いて、次式⑦で与えられる。つまり、Kriging による予測値とは、 $\mathbf{w}$ による加重平均である。

$$\hat{Z}(s_0) = \sum_{i=1}^n w_i Z(s_i) = \mathbf{w}' \mathbf{Z} \quad \text{式⑦}$$

ただし、 $\mathbf{w}' \mathbf{1} = 1$

また、平均二乗予測誤差は次式⑧で与えられる。

$$\begin{aligned} \sigma^2(s_0) &= E[\hat{Z}(s_0) - Z(s_0)]^2 \\ &= -\mathbf{w}' \mathbf{\Gamma} \mathbf{w} + 2\mathbf{w}' \boldsymbol{\gamma}_0 \quad \text{式⑧} \end{aligned}$$

ただし、 $\boldsymbol{\gamma}_0 = [\gamma(s_1 - s_0), \dots, \gamma(s_n - s_0)]'$

$\mathbf{\Gamma} = \{\gamma(s_i - s_j)\}_{ij}$

式⑧を最小化するため、ラグランジュ乗数 λ を用いて、最小化すべき関数を次のようにおく。

$$\phi(\mathbf{w}, \lambda) = -\mathbf{w}' \mathbf{\Gamma} \mathbf{w} + 2\mathbf{w}' \boldsymbol{\gamma}_0 - 2\lambda(\mathbf{w}' \mathbf{1} - 1) \quad \text{式⑨}$$

この式を、 $\mathbf{w}$ と λ に関して偏微分して正規方程式が得られ、 $\mathbf{w}$ を求めることができる。

(2) 地価予測に関するセミバリオグラム推定

まず、地価の測定値を用いて経験セミバリオグラムを算出し、セミバリオグラム $\gamma(\cdot)$ を推定する。関数形としては、単調増加で一定以上の相対位置の差で定数（これをシルと呼ぶ）に近づくものが想定されるが、これは確率変数の空間相関が、一定距離以上で0に近づくことを仮定することに他ならない。また、 $\gamma(0)$ の値をナゲット効果と呼び、測定誤差やデータからは把握不可能な微視規模変動を意味する。

地価が地域特性に影響されると考えた場合、比較的狭い範囲の経験セミバリオグラムを用いて $\gamma(\cdot)$ を推定し、地域ごとに用いる $\gamma(\cdot)$ を変えた方が良いかもしれない。しかし、実際には狭い範囲の経験セミバリオグラムは不安定になり、前述のような関数形を推定することが難しいことが多い。例えば、図 2-2-7 は、1994 年度の柏市の公示地価を用いた経験セミバリオグラムであるが、相対距離の増加にしたがって減少するなど、 $\gamma(\cdot)$ の推定には適さない。そこで、本研究では千葉県全体の公示地価を用いて $\gamma(\cdot)$ を推定することとし、対象年度は 1994 年とした。この経験セミバリオグラムを計算すると、図 2-2-8 に示すように $\gamma(\cdot)$ の想定に合うような形状が得られた。

なお、区間幅の定め方は、各区間における対の数が 30 より多くかつ区間関数が多くなるように、相対距離の最大値を等分した。この結果、柏市では 50 個、千葉県全体では 300 個の区間が作成され、 $\gamma(\cdot)$ の推定には、最大相対距離の 1/2 以下の区間を用いた。

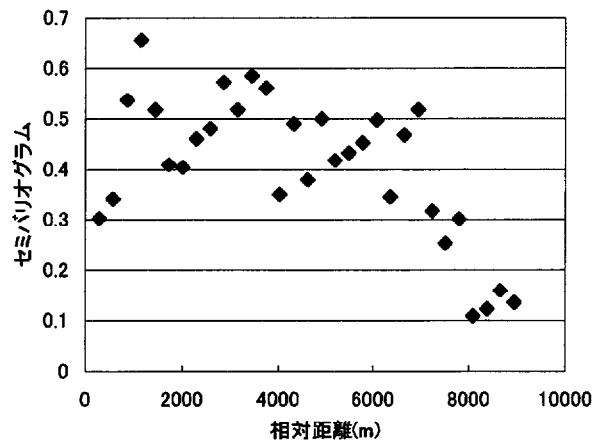


図 2-2-7 柏市だけの公示地価によるセミバリオグラ

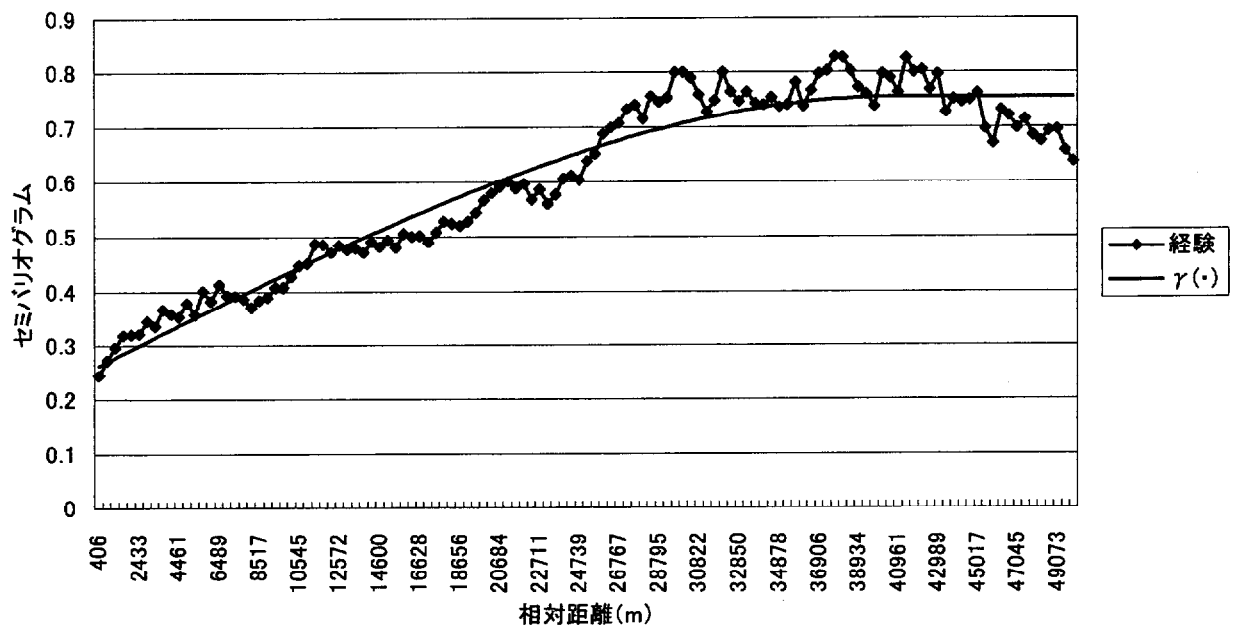


図 2-2-8 1994 年千葉県の公示地価によるセミバリオグラム

$\gamma(\cdot)$ の関数形としては、ナゲット効果とシルの当てはまりを同時に考慮して、次のような球型モデルを選択した。このモデルのパラメータ θ を最小二乗法により推定し、表 2-4 の結果を得た。また、これを図示したものが図 2-2-8 中の $\gamma(\cdot)$ である。

<球型モデル>

$$\gamma(h, \theta) = \theta_0 + \theta_1 \left(\frac{3}{2} h / \theta_2 - \frac{1}{2} (h / \theta_2)^3 \right), 0 < h \leq \theta_2$$

$$\gamma(h, \theta) = \theta_0 + \theta_1, h > \theta_2$$

$$\gamma(h, \theta) = 0, h = 0$$

表 2-4 パラメータ推定値

パラメータ	値
θ_0 (ナゲット効果)	0.25516
θ_1	0.50019
θ_2	40895.0
$\theta_0 + \theta_1$ (シル)	0.75535

(3) 手法による推定誤差の比較

Delaunay 補間も Kriging も、任意の地点の値を予測するものであるが、その誤差を評価するには真値が必要である。これを意図的に作成するために、測定値群から 1 つの測定値を除き、残った測定値群により除いた地点の値を推定することを行った。これを全ての測定地点に対して行えば、各測定地点について、それが無かった場合の推定値と真値としての測定値が得られる。ただし、公示地価の測定地点が、ランダムに

表 2-2-5 Delaunay 補間と Kriging の推定誤差

補間手法	二乗誤差平均	誤差率					最大誤差率	
		±10%	±10～30%	±30～50%	±50%以上	平均	過小評価	過大評価
Delaunay	1.640E+11	37.7%	28.4%	9.9%	24.0%	41.4%	-91%	930%
近傍3点krig	1.919E+11	34.0%	29.9%	12.3%	23.9%	38.1%	-91%	751%
近傍5点krig	2.024E+11	31.7%	31.2%	15.0%	22.1%	36.7%	-92%	819%
近傍10点krig	2.153E+11	29.7%	34.0%	15.7%	20.7%	35.3%	-93%	886%
近傍20点krig	2.401E+11	29.9%	37.3%	13.3%	19.6%	33.8%	-93%	810%
近傍30点krig	2.471E+11	31.5%	35.7%	14.1%	18.7%	32.9%	-93%	827%

1) 二乗誤差平均 = $\Sigma(\text{推定値} - \text{真値})^2 / \text{サンプル数}$

2) 誤差率 = $(\text{推定値} - \text{真値}) / \text{真値}$

3) 誤差率平均 = $\Sigma | \text{誤差率} | / \text{サンプル数}$

ではなく、地価の情報が必要な地点において測定されていると考えると、重要な情報が欠落した状態での補間推定ということになり、推定値の誤差も比較的大きなものとなるかもしれない。

分析対象は、セミバリオグラムを推定したのと同じ 1994 年度の千葉県内公示地価とし、サンプル数は 1283 個であった。Kriging の場合は、サンプル数分の分析データが得られるが、Delaunay 補間の場合は、三角形網の外縁付近の測定地点を除くと、当該地点が残った地点により構成される三角形の外側に出てしまうことがある。この結果、Delaunay 補間に関しては、1276 個の分析データが得られた。

ところで、Kriging の場合、対象サンプルを全て使用すると、式⑦で示されるような加重平均であるから、千葉県内全ての測定地点データを用いて、特定地点の値を推定することになる。もちろん、重みは距離に応じて決まるので、離れた地点の測定値に対する重みは小さくなるはずであるが、もとより無関係であるような遠方の測定値を使用するのは問題であるかもしれない。そこで、Kriging に使用するデータを近傍^{註 2-2-5}の数点に限定し、これを表 2-2-5 に示すように段階的に変化させて誤差の生じ方を分析した。

表 2-2-5 を見ると、実額での誤差の生じ方を示す二乗誤差平均については、Delaunay 補間が最も小さく、次いで近傍の 3 点を使用した Kriging であり、Kriging に用いる測定地点数を増加させるにしたがって、二乗誤差平均は大きくなる傾向がある。一方、推定地点の地価水準に応じた誤差の生じ方を誤差率平均でみると、Delaunay 補間が最も大きく、多くの測定地点を使用する Kriging ほど小さくなる傾向があり、二乗誤差平均の場合とは逆である。つまり、Delaunay 補間は実額レベルでの誤差は相対的に小さいが、誤差率としては大きくなる場合があるということであり、比較的地価の低い地点での推定誤差が大きいことが示唆される。

次に、誤差率の分布をみると、Delaunay 補間は±10%未満の割合は最も大きいと同時に、±50%以上の割合も最も大きく、推定地点の地価水準に比して極端な推定を行う場合があると言える。これに対して Kriging は、使用する測定値が多いほど、±50%

以上の大きな誤差率が生じる割合が低下している。

さらに、各推定地点の誤差について、Delaunay 補間と Kriging の優劣を比較すると、表 2-2-6 のような結果を得た。これによると、どちらが優れているとは言えないが、Kriging で使用する測定地点数を増加させると、むしろ Delaunay 補間より推定値が悪化する場合がある点が注目される。表 2-2-5 の結果を踏まえると、Kriging で使用する測定地点数を増加させることは、誤差率の大きな推定を抑制する一方で、全体としての誤差を若干増加させると考えられる。

最後に、広い範囲の測定値を使用した場合の Kriging の推定誤差について、Delaunay と比較する。まず、各市の 1km^2 あたり公示地価測定地点数を考慮し、測定密度の高い市として習志野・浦安・松戸、低い市として佐倉・成田、中程度の市として柏・八千代を選び、各市の測定地点を Kriging により推定した。使用するデータは、千葉県全体 (Kriging-A) と、市内の測定地点のみ (Kriging-B) の 2 パターンである。この結果は表 2-2-7 のようになり、何れの場合も単位面積あたりの地価測定地点が少なくなるほど誤差率平均が上昇するが、Kriging の方がその程度が低く抑えられることが分かった。また、Kriging-A と Kriging-B の間に明確な差は見られなかった。

表 2-2-6 ポイント毎の誤差比較

Kriging の方が誤差が小さいポイント					
	近傍 3 点	近傍 5 点	近傍 10 点	近傍 20 点	近傍 30 点
ポイント数	622	612	575	566	566
ポイント比率	48.7%	48.0%	45.1%	44.4%	44.4%
対 Delaunay 誤差比率平均	0.560	0.505	0.462	0.438	0.422
Delaunay の方が誤差が小さいポイント					
ポイント数	654	664	701	710	710
ポイント比率	51.3%	52.0%	54.9%	55.6%	55.6%
対 Kriging 誤差比率平均	0.558	0.502	0.475	0.472	0.489

表 2-2-7 広範囲の値を使用した Kriging の推定誤差

市名	1km^2 測定地点数	Kriging-A		Kriging-B		Delaunay	
		誤差率平均	二乗誤差平均	誤差率平均	二乗誤差平均	誤差率平均	二乗誤差平均
習志野市	1.67	23.51%	6.3119E+11	19.93%	6.6240E+11	20.69%	8.7085E+10
浦安市	1.56	13.11%	3.6637E+10	14.88%	3.7108E+10	17.50%	4.5347E+10
松戸市	1.52	23.84%	1.5015E+11	24.14%	1.5007E+11	31.82%	9.9770E+10
柏市	1.15	27.45%	8.3733E+11	29.15%	8.3587E+11	32.08%	4.1886E+11
八千代市	0.92	24.09%	9.1039E+10	32.52%	8.8845E+10	41.58%	1.0594E+11
佐倉市	0.45	34.81%	1.7995E+10	32.94%	1.7562E+10	42.81%	1.9194E+10
成田市	0.30	48.89%	2.0516E+10	44.54%	2.0494E+10	49.77%	2.1300E+10

2-2-5 地価推定手法に関するまとめ

本項では、Delaunay 三角形を用いた補間による任意の地点の地価推定手法を考案するとともに、その推定誤差を Kriging と比較することにより、以下の成果が得られた。

第一に、Delaunay 補間地価を用いて算出した地域資産価値は、当該地域の資産価値水準を適切に表すことが示された。

第二に、全体としては、Delaunay 補間と Kriging の推定誤差の間に明白な優劣は見られなかった。ただし、Delaunay 補間は推定地点の地価水準に比して極端な推定を行う危険性が Kriging より高く、Kriging は使用する測定地点数を増加させることで、その危険性を抑制し得た。しかしその場合、各地点の推定精度は、Kriging の方が悪くなる場合があった。

第三に、個々の地点の地価推定という意味では、何れの手法でも無視できない程度の誤差が生じる可能性があり、安定的な推定精度を得ることについては今後の課題として残された。

2-3 都市的ポテンシャルによる地域の分類

2-3-1 分類の目的と使用するデータ

前述のように、廃棄物処理施設は一般廃棄物処理施設と産業廃棄物処理施設に大別されるが、施設規模が比較的大きくその存在が認知されやすいことと、自区内処理の原則から広範囲に点在し様々な属性を持つ地域についてサンプルが得られることから、本項では一般廃棄物処理施設を対象とし、国土数値情報の公共施設（P02-02P）から抽出した。また、分析を行う地域範囲は首都圏とし、土地利用データとして、首都圏の細密数値情報（10m メッシュ土地利用）の 1989 年度と 1994 年度を使用した。土地利用変化は、これら 2 時点間の比較によって得た。

本項は、廃棄物処理施設の有無といった地域属性が土地利用変化や資産価値変化にあたえる影響を分析するものである。将来の土地利用変化や資産価値変化は、その地域の都市としての発展可能性に大きく影響されるため、そうした都市的ポテンシャルに関係する多様な属性に関しては同質な地域に分類する必要がある。先行研究における分類の仕方としては、都心からの物理的距離によるもの（大佛・倍田 1996）、物理距離に加え行政区や用途地域などを考慮したもの（石坂 1992b、石坂 1994）、都心からの時間距離によるもの（大佛・青木 1992）、土地利用遷移確率によるもの（宇都・浅見 2001）などがある。いずれも、限られた属性を用いた大まかな分類にとどめているが、これは土地利用遷移行列を作成したときに、成分の値が離散的になったり、0 となる成分が生じたりしないようにする工夫であると考えられる。

土地利用遷移行列の固有値・固有ベクトルを用いた先行研究（金ら 1991、石坂 1992a・1992b・1994）では、固有値 1 に対応する固有ベクトルが極限的な土地利用状態（定常分布）を表し、1 以外の固有値が定常分布への収束のスピードを表すことに注目している。ただし、石坂（1992a）が指摘するように、定常分布の分析を行うには、完全エルゴード性を仮定するために、遷移確率行列の各成分 p_{ij} は $0 < p_{ij} < 1$ でなければならない。土地利用遷移行列の成分が離散的な値をとる場合は、1 以外の固有値に対応する固有ベクトルの計算結果の信頼性に疑問が生じる。

しかし、廃棄物処理施設の有無のような地域属性が土地利用変化や資産価値変化に影響する度合は、都市的ポテンシャルに関係する他の属性と比較して相対的に小さいことが予想されるので、ある程度多様な属性に関して同質な地域への分類を行う必要がある。そこで本研究では、土地利用変化や資産価値変化に影響を与えられと考える属性はできるだけ分類に用いることとし、土地利用変化に関しては、遷移確率行列に 0 となる成分が現れた場合は $0 < p_{ij} \ll 1$ を仮定するとともに、定常分布の分析のみを行った。分類に用いた属性は、期初の土地利用状況に加え、人口や産業の集積、用途指定などの土地利用規制、都心への時間距離、地価水準であり、表 2-3-1 に示すような

データを使用した。なお、地価水準は国土数値情報の地価公示（L01-08P）を用いて第2-3-2項で述べる方法で作成した。

表 2-3-1 使用データ一覧

項目	使用データ	年度
土地利用	細密数値情報 首都圏 (10m メッシュ)	1989 1994
廃棄物処理施設	国土数値情報 公共施設	1990
人口	国勢調査地域メッシュ統計	1990
産業	事業所統計調査地域メッシュ統計	1991
土地規制区域*	細密数値情報 首都圏 (100m メッシュ)	1989
用途地域・容積率*		1989
時間帯・距離帯*		1989
土地利用基本計画*		1989
地価水準	国土数値情報 地価公示を用いて作成（第3.3項）	1989 1990

*いずれも集約ファイルV(ファイルID TDS-401)から取得

2-3-2 データの集計方法

(1) 基準メッシュへの集計

表 2-3-1 に示すデータは、地価水準を除いて全てメッシュデータであるが、細密数値情報は平面直角座標系(公共IX系)における 10m メッシュと 100m、地域メッシュ統計は緯度・経度を基準とした標準地域メッシュという具合に、それぞれ単位や座標系が異なる。これらのデータを同時に扱うため、本研究では標準地域メッシュ体系の基準メッシュ(約 1km 四方)単位に全てのデータを集計した。集計方法は、次に述べる通りである。

基準メッシュは緯度・経度により定義されるので、平面座標系に投影すると、少し歪んだ平行四辺形になる。まず、10m メッシュに関しては、そのメッシュの中心座標がこの平行四辺形内に含まれるものを当該基準メッシュに属するものとして集計した(図 2-3-1 中の網掛け部分)。この結果、各基準メッシュに属する 10m メッシュの個数は 10,304～10,602 であり、面積に換算すると各基準メッシュの実際の面積にほぼ一致していた。なお、10m メッシュは土地利用データであるので、各土地利用分類の面積が基準メッシュごとに計算されることになる。

また、100m メッシュに関しては、各基準メッシュと重なる面積比率を計算し、これを重みとして各データ項目を基準メッシュごとに集計した。面積比率は、100m メッシュを 10m メッシュに刻み、基準メッシュ内にその 10m メッシュの中心が含まれるものの割合を用いている。この集計の結果、例えばある土地利用規制項目については、基準メッシュ内でその項目が該当する面積比率が得られ、容積率やアクセシビリティに

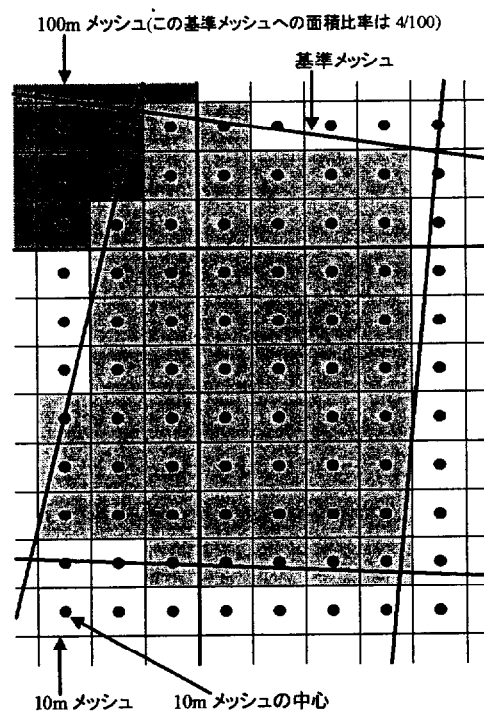


図 2-3-1 基準メッシュへの集計方法

(説明のため、歪みが強調されている。
また、図中のメッシュの個数は実際と異なる)

については、基準メッシュの平均値が得られた。

さらに、廃棄物処理施設に関しては、当該基準メッシュ内に立地しているか否かのダミー変数を各基準メッシュに与えた。メッシュ内の立地位置に応じて、隣接メッシュへも重みを与えるような方法も考えられたが、この場合は施設立地の影響が及ぶ範囲や程度に関して仮定が必要であり、現状ではそれを恣意的に与えざるを得ないことから、施設が立地するメッシュのみに影響を仮定するに留めた。

(2) 地価水準データの作成

前項で述べたように、本研究では表 2-3-1 に示すデータを基準メッシュ単位に集計して分析を行うが、公示地価などの計測地点は、必ずしも基準メッシュごとに存在するわけではない。そこで、籠・高辻 (2000) の報告にある Delaunay 三角形を用いた空間的な地価補間手法を用いて、各基準メッシュの地価水準データを作成した。籠・高辻 (2000) によると、本手法により算出される地域資産価値は、算術平均と比較して地域の固定資産税収との整合性が高く、地域の資産価値水準をより適切に示すとされている。本研究における地価水準データの算出方法は次の通りである。

Delaunay 三角形は、標高計測地点の集合から多面体地形図を構成することによって、地形図を近似するのに適した手法として知られる (二宮ら 1992)。同様にして、地価

を標高に見立てた地形図を作成することにより、任意の地点の地価を、地形図平面により補間して求めることができる。本研究では、座標(x, y)の補間地価を $p(x, y)$ 、基準メッシュ i の面積を a_i として、基準メッシュ i の地価水準 lp_i を次式①のように定義し、1989 年と 1990 年の 2 時点について、各年度の公示地価により算出した。

$$lp_i = \iint p(x, y) dx dy / a_i \quad \text{式①}$$

2-3-3 地域分類

(1) 分析の対象

分類に先立ち、石坂（1992b）も行っているように、計画的な大規模開発による急激な土地利用変化が発生しているメッシュを分析対象から外した。具体的には、1989 年から 1994 年の土地利用遷移について、図 2-3-2 に示すような遷移が 15ha 以上発生しているメッシュを除外している。本手法は簡便なものであるが、多摩地区や千葉ニュータウン地区などの大規模開発は、概ね識別できていることが確認できた。この結果、表 1 に示すデータが全て利用可能な基準メッシュは当初 6,143 個であったが、約 88% の 5,432 個に分析対象は絞られた。

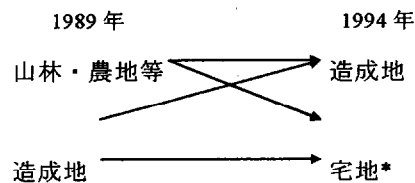


図 2-3-2 大規模開発で見られる土地利用遷移

*工業用地、住宅地、商業・業務用地を含む

(2) 都市的ポテンシャルによる分類

先行研究においてよく見られる都心からの距離による分類は、都市的な開発ポテンシャルを意識したものと考えられる。石坂（1994）は、距離帯で示される都市的なポテンシャルの差異や用途地域で示される都市計画規制は、地域の土地利用変化の特性に影響があることを示している。ただし、同じ距離帯に位置し、同様な土地利用規制を受けている地域であっても、人口や産業の集積度合や地価水準などにより、開発の進み方や方向は異なると考えられる。

そこで本研究では、都市的ポテンシャルに関連するデータとして、前掲表 2-3-1 の中から、表 2-3-2 に示す項目を選択した。これらの中には相関を持つものも含まれるため、主成分分析を行って独立な合成変量を算出し、これを用いたクラスター分析により基準メッシュを分類した。

主成分分析の結果は表 2-3-3 の通りである。第 4 成分までで累積寄与率が 80%を超

え、第5成分以降は固有値が1より小さいので第4成分までを採用した。各成分は次のように解釈される。

第1成分は、POP・SCT2W・SCT3Wの値が正でともに大きく、人口や産業の集積を表している。また、都心からの遠さを表すAVGTKYと最寄駅からの遠さを表すAVGSTの値が負で大きい。さらに、LUSBUSIとLUSLIVの値が正で大きい反面、LUS20とLUREGの値が負で大きいことから、土地の都市的利用が可能な地域であると言える。よって、都心近くの高度利用が可能な地域を示すと考えられる。

第2成分は、SCT2WとSCT3Wの値が正で大きく産業の集積を表しているのに対し、

表 2-3-2 都市的ポテンシャルに関連するデータ

データ項目	変量名
人口	POP
第2次産業従業者数	SCT2W
第3次産業従業者数	SCT3W
地価水準	MV
最寄駅から山手線までの所要時間平均*	AVGTKY
最寄駅までの所要時間平均*	AVGST
平均容積率*	AVGCAPA
市街化調整区域面積	LUS20
都市計画区域外面積	LUS30
土地利用規制を受ける面積**	LUREG
工業地域・工業専用地域の用途指定面積	LUSFACT
商業地域の用途指定面積	LUSBUSI
第一種住居専用地域・第二種住居専用地域・住居地域の用途指定面積	LUSLIV

* 平均とは、100m メッシュデータを基準メッシュに集計する際に、基準メッシュにかかる面積比率を乗じて合算し、100m メッシュの面積単位に割り戻したもの

** 以下の何れかの規制を受ける面積

地域森林計画区域、保安林区域、宅地造成工事禁止区域、風致地区、農業振興地域、農用地区域、首都圏近郊緑地保全区域、首都圏近郊緑地特別保全区域、歴史的風土保存地区、歴史的風土特別保存地区、緑地保全地区、自然公園、自然環境保全地域

表 2-3-3 各成分の固有値と固有ベクトル

変量名	第1成分	第2成分	第3成分	第4成分
POP	0.81764	-0.24359	-0.18714	-0.08963
SCT2W	0.60350	0.61948	0.23624	0.01549
SCT3W	0.58032	0.74920	-0.05815	0.09897
MV	0.58275	0.69067	-0.09076	0.07745
AVGTKY	-0.66218	-0.00441	0.10232	0.25081
AVGST	-0.68319	0.14796	0.05122	-0.03718
AVGCAPA	-0.59031	0.71188	-0.06690	-0.18253
LUS20	-0.89509	0.35589	-0.09525	-0.13082
LUS30	-0.04068	-0.06480	0.11871	0.95337
LUREG	-0.78117	0.19015	-0.22120	0.13381
LUSFACT	0.12522	-0.03047	0.95973	-0.13986
LUSBUSI	0.54598	0.67756	-0.08816	0.07776
LUSLIV	0.71514	-0.55262	-0.23063	-0.00620
固有値	5.20108	2.94253	1.17415	1.09124
寄与率	0.40008	0.22635	0.09032	0.08394
累積寄与率	0.40008	0.62643	0.71675	0.80069

POP の値は負になっている。同様に、LUSBUSI の値は正で大きい、LUSLIV の値は負である。また、地価水準を表す MV の値は正で大きい、都心との距離に関する AVGTKY はほとんど効いていない。よって、都心との近接性には無関係に、商業・業務施設の集積を示す成分と考えられる。

第 3 成分は、LUSFACT の値が正で非常に大きく、SCT2W の値も正であるのに対し、POP や LUSLIV の値は負であることから、工業の集積を示している。

第 4 成分は、都市計画区域外であることを示す LUS30 の値が正で非常に大きく、都心からの遠さを表す AVGTKY の値も正である。これら以外の変量は概ね小さい値であるので、郊外を示す成分と考えられる。

以上の 4 つの主成分を用いて、分析対象である 5,432 個の基準メッシュを、クラスター分析により分類した。クラスターの数 1 つずつ増やしながら、各クラスターに属するメッシュの数を調べたところ、クラスターの数 8 個以上に増やしても、属するメッシュ数が少ないクラスターが増加することが分かった。そうしたクラスターの多くは、廃棄物処理施設が存在するメッシュを含んでおらず、廃棄物処理施設の有無で土地利用変化を比較できないため、都市的ポテンシャル軸に関しては 8 つのクラスターに分類することとした。

これら 8 つのクラスターについて、属するメッシュの数とクラスター中心の各主成分の値は、それぞれ表 2-3-4、表 2-3-5 の通りであった。クラスター a・c・e・g には、廃棄物処理施設が存在するメッシュが含まれなかった。処理施設が立地するメッシュ

表 2-3-4 各クラスターのメッシュ数(都市ポテンシャル軸)

クラスター	メッシュ数	処理施設が立地するメッシュ数*
a	16	0
b	312	15
c	73	0
d	418	5
e	37	0
f	2708	64
g	6	0
h	1862	37
合計	5432	121

* 処理施設が立地するメッシュ数は、左列メッシュ数の内数

表 2-3-5 各クラスターの中心(都市ポテンシャル軸)

クラスター	第 1 成分	第 2 成分	第 3 成分	第 4 成分
a	4.55884	9.04704	-0.51651	1.42134
b	0.43083	-0.10160	3.41876	-0.49292
c	2.45880	3.18512	-0.66129	0.24259
d	1.43120	0.12934	-0.29536	-0.25037
e	-0.48343	-0.76379	1.41908	11.40768
f	-0.82359	0.34298	-0.13829	-0.09781
g	6.96903	14.95869	0.21664	2.59555
h	0.65589	-0.74646	-0.30395	0.02428

を含むクラスターb・d・f・hについて、それぞれのメッシュを地図上に図示すると、図2-3-3～図2-3-6の通りである。

処理施設が立地するメッシュを含むクラスターについてその性格を検討すると、まずクラスターbは、第3成分が正で全クラスター中最も大きいことから、工場が集積した地域と考えられる。クラスターdは、第1成分が正で比較的大きく、第2成分も正であるがそれ程大きくはない。よって、都心近くの商業・業務施設がある程度立地した地域であろう。一方、クラスターfは、第1成分が負で第2成分が正であるがそれ程大きくはない。よって、商業・業務施設がある程度立地する都心から離れた地域と解される。クラスターhは、第1成分が正で第2成分と第3成分が負であるため、都心近郊で居住地が中心の地域と考えられる。

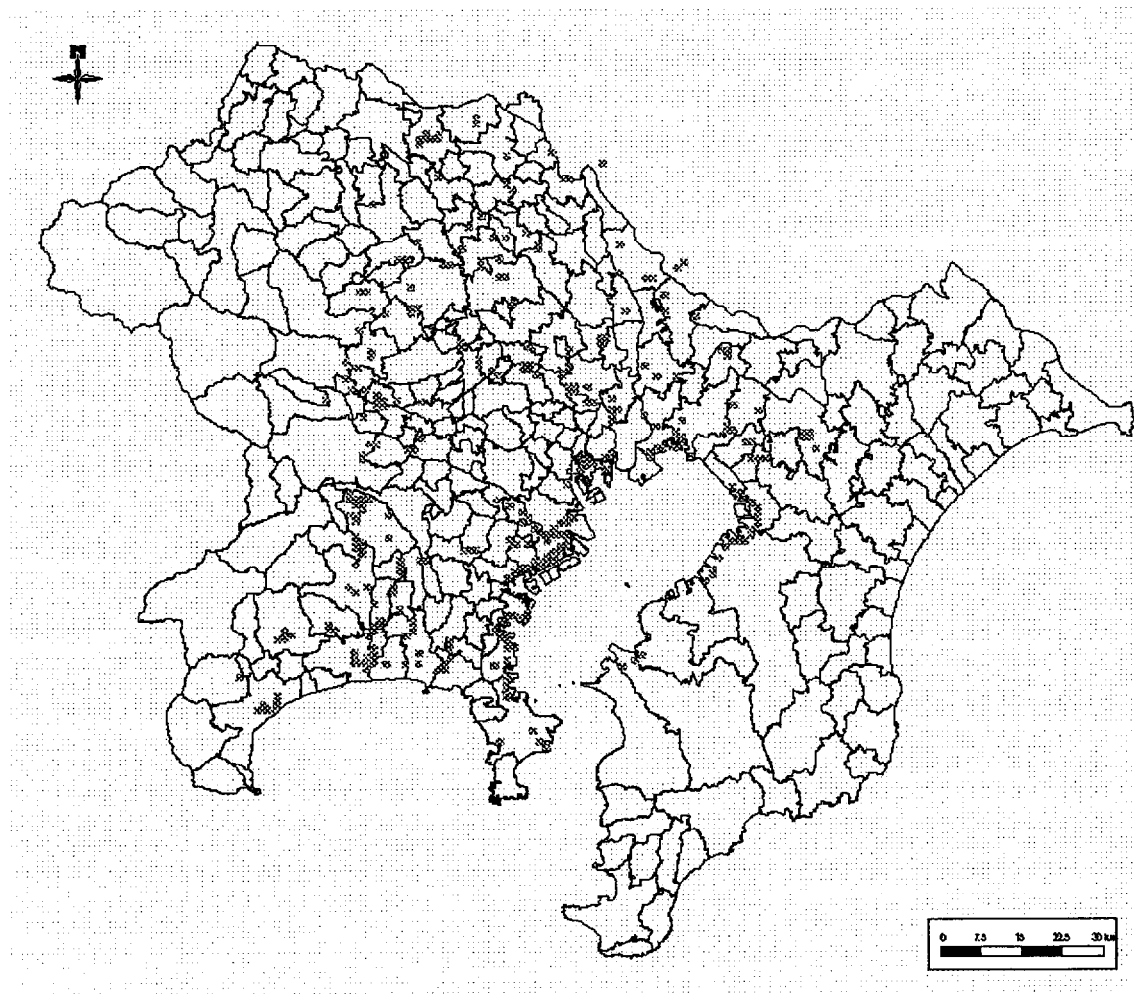


図 2-3-3 クラスターBに属するメッシュ

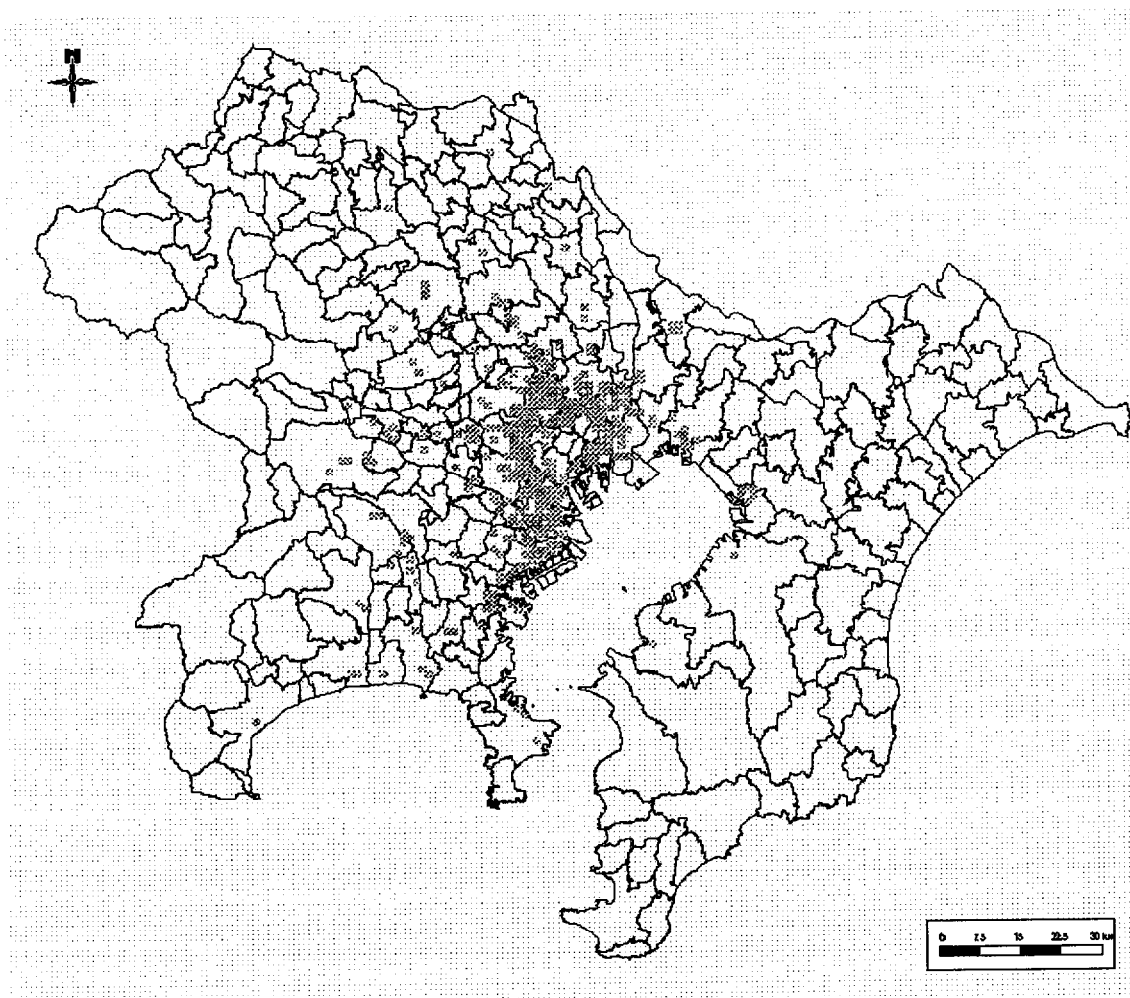


図 2-3-4 クラスタ-D に属するメッシュ

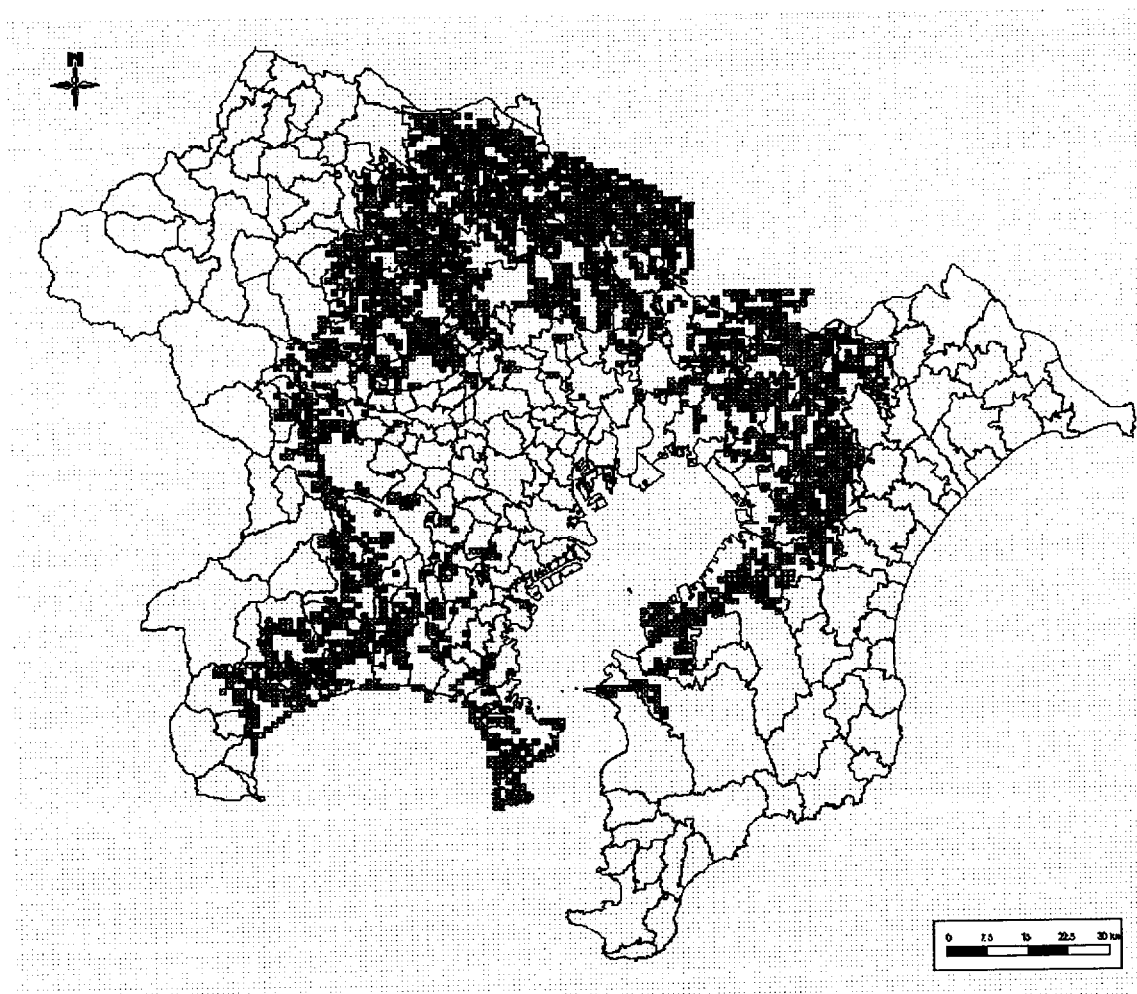


図 2-3-5 クラスタFに属するメッシュ

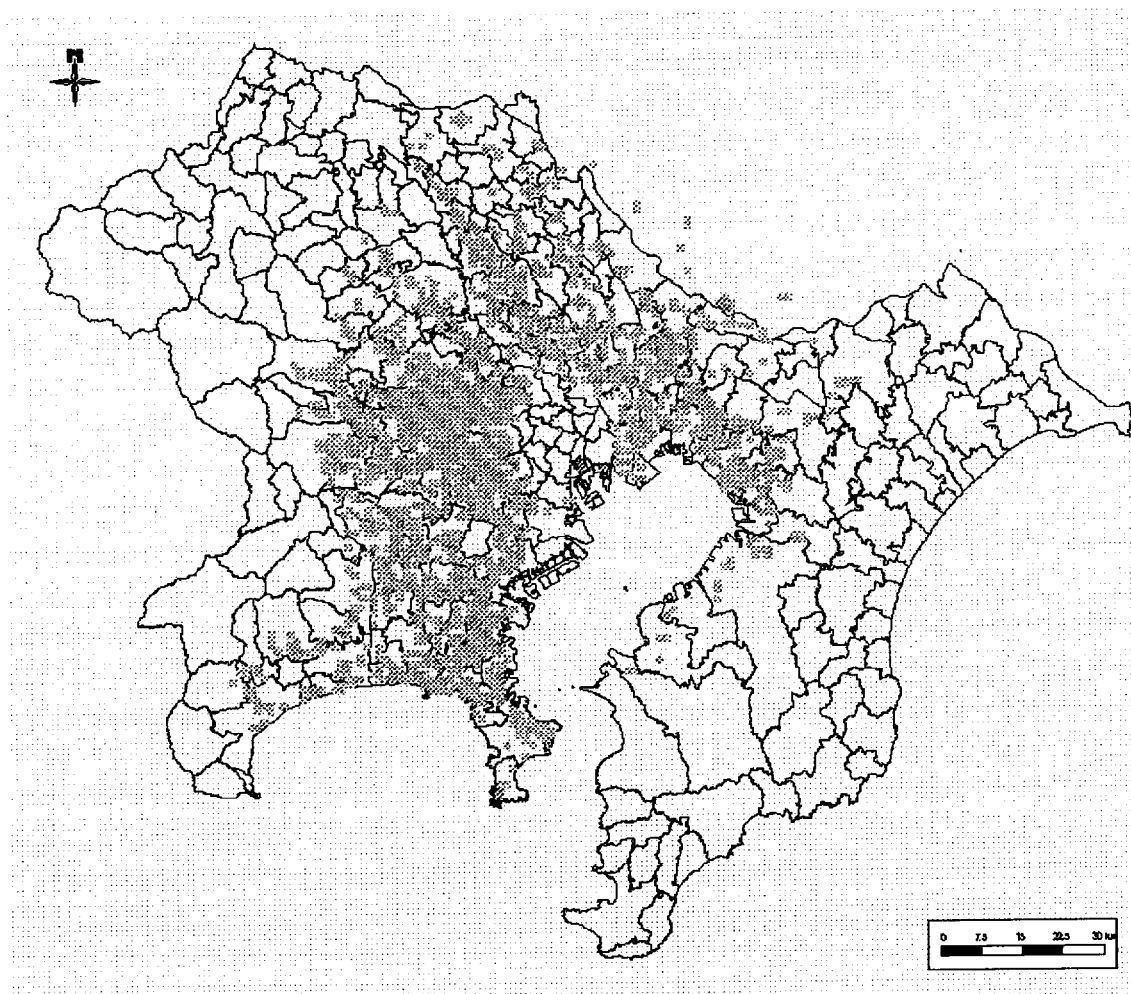


図 2-3-6 クラスターHに属するメッシュ

2-4 土地利用変化からみた公正性

2-4-1 期初の土地利用状況による分類

ここでは都市的ポテンシャルが同等な地域ごとに平均的な土地利用遷移確率を求め、これと各メッシュの土地利用変化の乖離と廃棄物処理施設の有無の関係を分析した。最後に、廃棄物処理施設が存在するメッシュと存在しないメッシュに分けて土地利用の定常分布を求め、施設周辺の土地利用変化上の特徴を考察した。

同等な都市的ポテンシャルを有する地域であっても、初期条件となる土地利用状況により、その後の土地利用変化は異なるであろう。そこで項では、都市的ポテンシャルと期初の土地利用状況の2軸を考え、これら2軸の組み合わせで地域进行分类することとした。

本項では、1989年と1994年の2時点を用いて土地利用変化を得るので、期初とは1989年を指す。細密数値情報では、土地利用を全部で15種類に分類されているが、ここでは次の表2-4-1に示す11種類に集計した。各基準メッシュについて、1989年の土地利用面積を計算し、この11種類の構成比を用いたクラスター分析を行って、期初の土地利用状況による基準メッシュの分類を行った。

クラスター数を1つずつ増やしながら、各クラスターに属するメッシュ数を調べたところ、クラスター数を8以上に増やしても、属するメッシュ数の少ないクラスターが生ずるだけであったので、期初土地利用軸に関しても8つのクラスターに分類することとした。

これら8つのクラスターについて、属するメッシュの数とクラスター中心の値はそれぞれ表2-4-2、表2-4-3の通りであった。各クラスターの性格を考察すると、特定用途で特徴付けられるものとしては、クラスター1は荒地、クラスター2は水面、クラスター5は工業用地、クラスター6はその他、クラスター7は農地の比率がクラスター間で最も大きく、他の用途の比率は相対的に小さくなっている。残りの3つは、いずれも低層住宅地の比率が比較的高いが、クラスター3と8は公共用地の比率も高く、社会資本の整備された住宅地と考えられる。クラスター8は商業・業務用地の比率も高いため、都市近郊住宅地であろう。一方、クラスター4は農地・荒地の比率が高いことから、農村地帯に点在する住宅地と解される。

表 2-4-1 土地利用種類

土地利用種類	細密数値情報の土地利用コード
荒地	01
農地	02, 03
造成地	04, 05
工業用地	06
低層住宅地	07, 08
中高層住宅地	09
商業・業務用地	10
公共用地	11, 13
公園	12
その他	15*
水面	14, 15

表 2-4-3 各クラスターの中心(土地利用軸)

クラスター	荒地	農地	造成地	工業用地	低層住宅地	中高層住宅地	商業業務用地	公共用地	公園	その他	水面
1	0.58400	0.18652	0.03775	0.00910	0.07564	0.00269	0.01094	0.06124	0.01574	0.00229	0.01409
2	0.04282	0.12678	0.03600	0.03413	0.08550	0.00921	0.03049	0.09653	0.06060	0.00371	0.47423
3	0.06364	0.11043	0.07164	0.02621	0.38166	0.03127	0.07115	0.19331	0.03134	0.00334	0.01600
4	0.14736	0.38600	0.06493	0.03000	0.16276	0.00934	0.03141	0.11013	0.02404	0.00145	0.03258
5	0.03205	0.08355	0.05961	0.37201	0.11018	0.01851	0.07651	0.15354	0.02928	0.00613	0.05863
6	0.04165	0.07451	0.03442	0.01980	0.10901	0.01883	0.02388	0.10022	0.02325	0.53250	0.02193
7	0.04944	0.66659	0.03398	0.01432	0.10109	0.00114	0.01479	0.06454	0.01076	0.00046	0.04289
8	0.03447	0.04523	0.06222	0.04626	0.19580	0.05610	0.12770	0.30492	0.07591	0.00647	0.04492

* 「その他」は、防衛施設、米軍施設、基地・演習場など

表 2-4-2 各クラスターのメッシュ数(土地利用軸)

クラスター	メッシュ数	処理施設が立地するメッシュ数*
1	693	21
2	260	5
3	1288	13
4	1329	34
5	165	7
6	53	4
7	1023	15
8	621	22
合計	5432	121

* 処理施設が立地するメッシュ数は、左列メッシュ数の内数

2-4-2 廃棄物処理施設の立地と土地利用変化の関連分析

都市的ポテンシャル軸と期初の土地利用状況軸の組み合わせを用いて地域を再分類すると、各地域に属するメッシュ数は表 2-4-4 のようになった。これら地域の中で、廃棄物処理施設が立地するメッシュが含まれる各地域について、1989 年から 1994 年の土地利用遷移確率を集計して求め、これを各地域の平均的土地利用遷移確率として各メッシュの χ^2 値を計算した。なお、本項では、表 2-4-1 における「その他」と「水面」は合算して、全 10 分類としている。

表 2-4-4 地域分類ごとのメッシュ数

	都市的ポテンシャル軸							
	a	b	c	d	e	f	g	h
土地利用 状況軸	1	0 (0)	2 (0)	0 (0)	0 (0)	36 (19)	599 (0)	56 (2)
	2	0 (0)	32 (0)	1 (0)	9 (0)	0 (3)	164 (0)	54 (2)
	3	0 (0)	16 (0)	4 (0)	219 (1)	0 (0)	8 (0)	1041 (12)
	4	0 (0)	46 (3)	0 (0)	1 (0)	1 (25)	884 (0)	397 (6)
	5	0 (0)	157 (7)	0 (0)	2 (0)	0 (0)	2 (0)	0 (0)
	6	0 (0)	2 (0)	3 (0)	1 (0)	0 (3)	25 (0)	22 (1)
	7	0 (0)	12 (2)	0 (0)	0 (0)	0 (13)	997 (0)	14 (0)
	8	16 (0)	45 (3)	65 (0)	186 (4)	0 (0)	29 (1)	274 (14)

* 括弧内は廃棄物処理施設が立地するメッシュ数

地域ごと計算した各メッシュの χ^2 値について度数分布を求め、10 パーセンタイルごとの χ^2 値と廃棄物処理施設が立地するメッシュの分布位置をまとめたものが表 2-4-5 である。土地利用遷移確率行列は列の合計が 1 であり、分類数は 10 であるから、自由度 $10 \times (10 - 1) = 90$ の χ^2 分布に従うはずであるが、ここで算出した値は全体的に大きく、 χ^2 分布に従うとは言えない。これは、個々のメッシュは 1 万強のポイントの土地利用遷移を集めたものになってはいるが、それでも遷移行列全体としては 0 となる成分が多いため、地域全体を集計した結果との誤差は大きくなる傾向があるためである。よって、単純な検定は適用できないが、地域ごとで各メッシュの χ^2 値を比較することにより、廃棄物処理施設が立地するメッシュが相対的に大きな値をとる傾向があれば、処理施設周辺の土地利用変化が特異であることを示すと考えることはできよう。なお、本 χ^2 値を計算するためには、少なくとも各列の合計が 0 であってはならないため、期初土地利用において該当の無い分類を持つメッシュに関してはサンプルから除外した。

表 2-4-5 を全体としてみると、廃棄物処理施設が立地するメッシュの約 68% が 50 パーセンタイルを超えて分布しており、相対的に大きい値をとる傾向はある。しかし、

表 2-4-5 χ^2 値のパーセンタイル点と廃棄物処理施設が立地するメッシュの分布

地域		10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%	合計*
b4	χ^2 値	402	460	737	872	1514	2039	2823	3278	4859	6884	21
	施設立地メッシュ数	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
b5	χ^2 値	596	652	792	1068	1568	2097	2851	4235	5096	209985	77
	施設立地メッシュ数	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	4
b8	χ^2 値	398	506	668	717	1342	1526	1551	2182	3162	58222	24
	施設立地メッシュ数	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	3
d3	χ^2 値	211	284	440	556	720	912	1237	1922	3900	29131	97
	施設立地メッシュ数	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
f1	χ^2 値	250	315	415	694	961	1876	2555	3804	7791	54547	87
	施設立地メッシュ数	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	4
f2	χ^2 値	408	695	1001	1482	1596	1862	2711	3314	4296	44375	56
	施設立地メッシュ数	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
f4	χ^2 値	411	505	681	882	1332	1849	2765	4540	7755	136122	319
	施設立地メッシュ数	0	1	1	0	1	3	4	0	2	2	14
f7	χ^2 値	243	308	414	550	803	1316	2630	4619	9249	128568	227
	施設立地メッシュ数	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
f8	χ^2 値	791	1096	1389	1430	1764	1904	2519	3754	3867	22159	13
	施設立地メッシュ数	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
h1	χ^2 値	232	352	441	499	578	720	1090	2499	2724	24218	27
	施設立地メッシュ数	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2
h3	χ^2 値	343	442	579	797	1089	1576	2441	3674	7253	83653	702
	施設立地メッシュ数	1	2	1	0	0	1	1	0	2	0	8
h4	χ^2 値	382	454	566	775	1097	1780	2868	4345	7992	131637	263
	施設立地メッシュ数	0	0	1	0	0	0	0	1	1	3	6
h6	χ^2 値	438	578	659	675	704	747	877	1006	1140	47330	15
	施設立地メッシュ数	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
h8	χ^2 値	397	582	770	924	1179	1452	2315	4234	6844	119713	194
	施設立地メッシュ数	1	2	0	1	0	1	1	0	2	1	9

* 「合計」は、上段が χ^2 値を計算できたメッシュ数、下段がその中で廃棄物処理施設が立地するメッシュ

地域ごとでその分布の仕方は異なることから、施設周辺の土地利用が特異となるのは地域に依存すると考えられる。ここでは、ある程度のサンプル数を有する地域 f4・h3・h8 について考察する。

h3 と h8 は、公共用地の比率が高い郊外住宅地であるので、計画的に整備されたものと考えられよう。これら地域では、処理施設が立地するメッシュは全区間にほぼ均等に分布しており、土地利用変化が他と異なるとは言えない。一方、f4 においては、処理施設が立地するメッシュの約 79% が 50 パーセンタイルを超えて分布しており、処理施設が立地するメッシュの土地利用変化が他と異なる傾向を示している。f4 は商業・業務用途と住宅用途が混在する都心から離れた地域と考えられ、都市的土地利用を特徴とする地域の中では公共用地比率が低いことから、言わば無計画に開発が進んだ地域と推察される。

次に、廃棄物処理施設の有無で分けて土地利用遷移確率行列を作成し、土地利用の定常分布として固有値 1 に対応する固有ベクトルを求め、表 2-4-6 の結果を得た。石坂 (1992a) が指摘するように、定常分布へ収束する期間は非常に長い、廃棄物処理施設が土地利用変化に与える影響があるとすれば、その発現にも長期間を要すると予想されるから、処理施設の有無で定常分布を比較することにも意味があるであろう。f4

についてこの比較を行うと、処理施設が立地するメッシュの公園比率が 13%余りで、処理施設の無いメッシュの 2 倍以上となっている。h3 や h8 の公園比率に関しては、処理施設の無いメッシュの方が高く f4 とは逆の傾向を持つ。f4 は、h3 や h8 のように計画的に整備された住宅地ではないとすると、処理施設周辺で追加的な環境整備が必要とされることが公園比率を高める要因と考えられる。

表 2-4-6 各地域の土地利用の定常分布

土地利用	f4		h3		h8	
	施設有	施設無	施設有	施設無	施設有	施設無
荒地	0.0130	0.0221	0.0012	0.0039	0.0035	0.0050
農地	0.0753	0.0661	0.0037	0.0055	0.0034	0.0034
造成地	0.0317	0.0361	0.0500	0.0478	0.0156	0.0328
工業	0.0744	0.0626	0.0140	0.0134	0.0261	0.0128
低層住	0.2451	0.2814	0.2829	0.3875	0.1708	0.1587
中高住	0.0292	0.0448	0.1679	0.1688	0.3139	0.3028
商業	0.0677	0.1100	0.0855	0.1088	0.1044	0.0968
公共	0.3063	0.2764	0.3494	0.1887	0.2800	0.1742
公園	0.1338	0.0638	0.0310	0.0632	0.0811	0.1929
他	0.0235	0.0367	0.0144	0.0125	0.0012	0.0208

2-4-3 土地利用変化からみた公正性のまとめ

本項では、首都圏を対象に土地利用データや社会統計データを基準メッシュ単位に集計し、都市的ポテンシャルと期初の土地利用状況により同質な地域に分類した上で、一般廃棄物処理施設の立地と土地利用変化の関連を分析した。この結果、用途が混在し無計画に開発が進んだと考えられる地域では、処理施設の立地するメッシュの土地利用変化が、処理施設の無いメッシュとは異なっていた。土地利用の定常分布で比較すると、処理施設が立地するメッシュの方が公園の比率が高く、施設周辺で追加的な環境整備が必要とされることが要因と推察された。

2-5 資産価値変化からみた公正性

2-5-1 資産価値変化の確率過程

地域の将来の資産価値は様々な要因により変動し得るが、ここでは同等な都市的ポテンシャルを有する地域は、同等な資産価値変化の可能性を有すると仮定し、個々の実際の変化は確率的に発生すると考える。そこで、将来の資産価値の変動過程を確率過程としてモデル化する。

まず単純に現在の地域資産価値を S とし、次の時点においてこの価値は確率 p で u 倍となり、確率 $1-p$ で d 倍となると仮定する。 u 、 d 、 p が時点によらず一定であるとき、将来の地域資産価値は図 2-5-1 のような二項過程にしたがう。

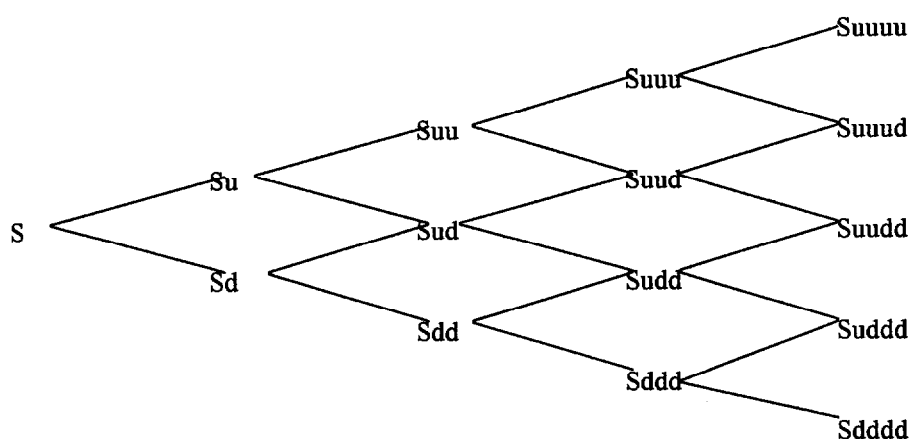


図 2-5-1 二項過程による地域資産価値のモデル化

将来のある時点までの時点数を n とし、 n 時点後に生じる状態を S_n とする。 S_n を n 時点後までに上昇する回数とすると、 S_n は二項分布にしたがう離散的な確率変数である。ここで、この確率変数 S_n を用いて、新たな確率変数 S_T を次の式①により定義する。確率変数 S_T は、将来時点 T における地域資産価値に他ならない。

$$S_T = S \cdot u^{S_n} \cdot d^{n-S_n} \quad \text{式①}$$

式①は自然対数をとることにより、次のように変形できる。

$$\begin{aligned} \log S_T &= \log(S \cdot u^{S_n} \cdot d^{n-S_n}) = \log S + \log u^{S_n} + \log d^{n-S_n} \\ &= \log S + S_n \log u + (n - S_n) \log d \\ &= \log S + n \log d + S_n (\log u - \log d) \end{aligned} \quad \text{式②}$$

S_n は二項分布にしたがうが、二項分布は正規分布に法則収束することが知られており、確率変数 X を標準正規分布（平均 0、分散 1）にしたがう確率変数とし、確率変数 $\tilde{S}_n$ を次式③で定義すると、 $\tilde{S}_n$ は X に法則収束する（ドモアブル・ラプラスの定理）。

$$\tilde{S}_n = \frac{S_n - np}{\sqrt{np(1-p)}} \quad \text{式③}$$

$$\begin{aligned} \text{なお、} \quad E[S_n] &= np \\ V[S_n] &= np(1-p) \end{aligned}$$

式③を、 S_n について解くと次の式④のようになる。

$$S_n = \sqrt{np(1-p)} \cdot \tilde{S}_n + np \quad \text{式④}$$

式④を式②に代入して、 S_n を $\tilde{S}_n$ で置き換えると、次の式⑤が得られ、 S_T は連続的な確率変数となる。

$$\begin{aligned} \log S_T &= \log S + n \log d + \left(\sqrt{np(1-p)} \cdot \tilde{S}_n + np \right) (\log u - \log d) \\ &= \log S + n \log d + np(\log u - \log d) + \sqrt{np(1-p)} \cdot (\log u - \log d) \cdot \tilde{S}_n \\ &= \log S + n(p \log u + (1-p) \log d) + \sqrt{np(1-p)} \cdot (\log u - \log d) \cdot \tilde{S}_n \quad \text{式⑤} \end{aligned}$$

式⑤より、確率変数 $\log S_T$ は、平均 $\log S + n(p \log u + (1-p) \log d)$ 、分散 $np(1-p)(\log u - \log d)^2$ の正規分布にしたがうことが分かる。正規分布に従う確率変数 X を用いて、 $Y = e^X$ で定義される確率変数 Y が従う確率分布が対数正規分布であるので、将来時点 T における地域資産価値 S_T は、以下の確率密度関数 $f(x)$ による対数正規分布に従う。

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left(-\frac{(\log x - \mu)^2}{2\sigma^2}\right) \quad \text{式⑥}$$

$$\text{ただし、} \quad \sigma = \sqrt{np(1-p)} \cdot (\log u - \log d)$$

$$\mu = \log S + n(p \log u + (1-p) \log d)$$

式⑤の右辺の $\log S$ を左辺に移行すると、次の式が得られる。

$$\log S_T - \log S = n(p \log u + (1-p) \log d) + \sqrt{np(1-p)} \cdot (\log u - \log d) \cdot \tilde{S}_n$$

$$\log\left(\frac{S_T}{S}\right) = n(p \log u + (1-p) \log d) + \sqrt{np(1-p)} \cdot (\log u - \log d) \cdot \tilde{S}_n \quad \text{式⑦}$$

式⑦の左辺は、現時点から将来時点 T にかけての地域資産価値の連続複利ベース変化率である。式⑦は、これが次のような正規分布に従うことを示している。

$$\log\left(\frac{S_T}{S}\right) \sim N\left(n(p \log u + (1-p) \log d), np(1-p)(\log u - \log d)^2\right) \quad \text{式⑧}$$

また、式⑦と式⑧は式⑥を用いて、次のように書き直すことができる。

$$\log\left(\frac{S_T}{S}\right) = \mu - \log S + \sigma \cdot \tilde{S}_n \quad \text{式⑨}$$

$$\log\left(\frac{S_T}{S}\right) \sim N(\mu - \log S, \sigma^2) \quad \text{式⑩}$$

式⑩から、 σ^2 は現時点から将来時点 T にかけての地域資産価値の連続複利ベース変化率の分散であることが分かる。一方、 μ の意味については次のように考えられる。すなわち、将来時点 T の地域資産価値の期待値は、現時点の価値 S を安全資産で運用した場合と同じであるので、安全資産の収益率（非危険利子率）を r として、次の式⑪が成り立つ。なお、式⑩の右辺は、将来時点 T における地域資産価値 S_T が式⑥で示される対数正規分布に従う場合の期待値である。

$$S e^{rT} = e^{\mu + \frac{\sigma^2}{2}} \quad \text{式⑪}$$

式⑪の両辺の自然対数を取り整理すると式⑫が得られる。

$$\mu = \log S + rT - \frac{\sigma^2}{2} \quad \text{式⑫}$$

つまり、 μ は現時点の地域資産価値 S と現時点から将来時点 T にかけての地域資産価値の連続複利ベース変化率の分散 σ^2 、そして非危険利子率 r で定義される。さらに、

式⑩と式⑫から、次の式⑬が得られる。

$$\log\left(\frac{S_T}{S}\right) \sim N\left(rT - \frac{\sigma^2}{2}, \sigma^2\right) \quad \text{式⑬}$$

よって、現時点から将来時点 T にかけての地域資産価値の連続複利ベース変化率の平均は、その分散 σ^2 と非危険利子率 r によって表され、将来の地域資産価値の変化に関する確率過程において、 σ^2 が重要な役割を果たすことが分かる。

2-5-2 嫌悪施設立地の資産価値変化への影響

第 2-3 項における都市的ポテンシャルでの地域分類ごとに、一般廃棄物処理施設の立地が地域資産価値の変化に与える影響について分析する。表 2-3-4 に示した基準メッシュの 8 つのグループ分けには、1989 年と 1990 年の公示地価の平均を用いている。そこで、1990 年から 2000 年までの 11 時点の公示地価を用いて各メッシュの資産価値を第 2-3-2 項で述べた方法で算出し、その 1 年ごとの変化率（連続複利ベース）を計算

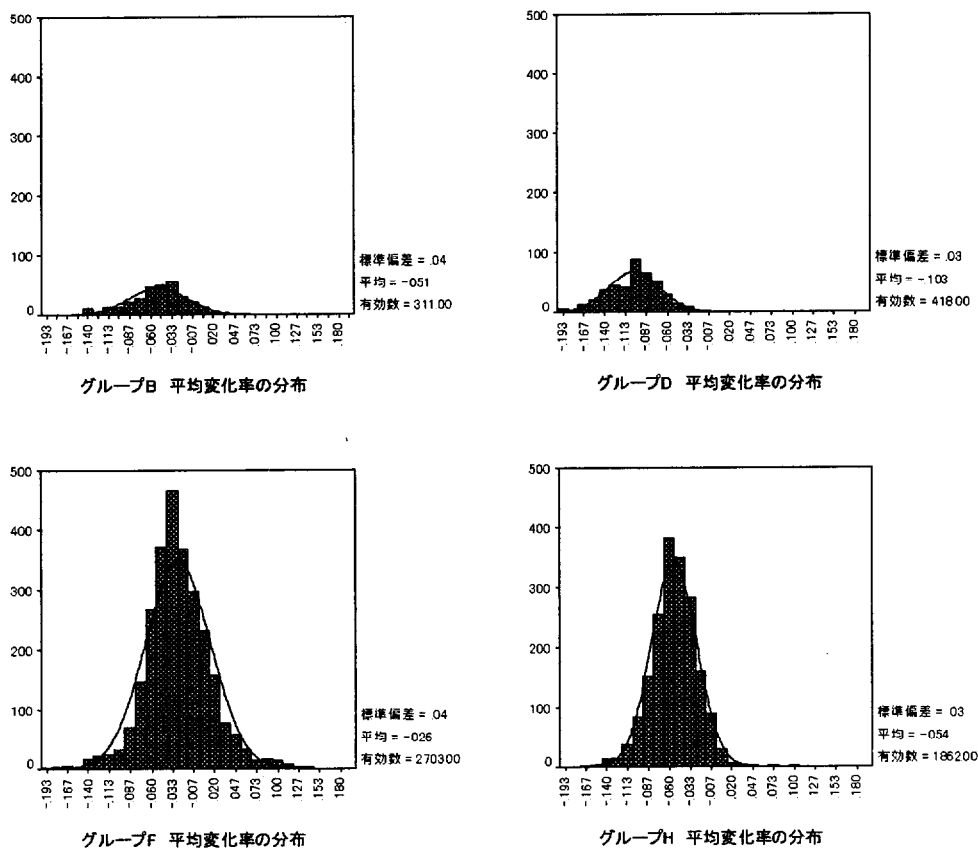


図2-5-2 平均変化率の分布

した。なお、表 2-3-4 の分類に用いたメッシュは 5,432 個であったが、以降の分析では全ての年度について資産価値が算出できた 5,426 個のメッシュを対象とする。まず、一般廃棄物処理施設が立地するメッシュが含まれる b・d・f・h の 4 つのグループについて、その変化率の各メッシュの平均の分布は図 2-5-2、標準偏差の分布は図 2-5-3 の通りであった。

平均変化率に関しては、いずれのグループも正規分布が仮定できると思われる。都心近くの商業・業務施設がある程度立地した地域であるグループ D では、マイナス側に偏った分布となっている。工場が集積した地域であるグループ B と、都心近郊で居住地が中心の地域であるグループ H では、プラスの値となったメッシュも幾つか存在するが、やはりマイナス側に偏っている。都市外縁部の地域であるグループ F では、プラス側に分布するメッシュもある程度存在する。一方、標準偏差の分布に関しては、正規分布は仮定し難い。グループ B・D・H の分布範囲は大体同じであるが、グループ F の分布範囲はやや広い。

次に、グループごとに処理施設が立地するメッシュと立地しないメッシュに分け、変化率の平均については T 検定（表 2-5-1）、変化率の標準偏差については Wald-Wolfowitz 検定（表 2-5-2）を行い、処理施設の立地による地域資産価値の変化率

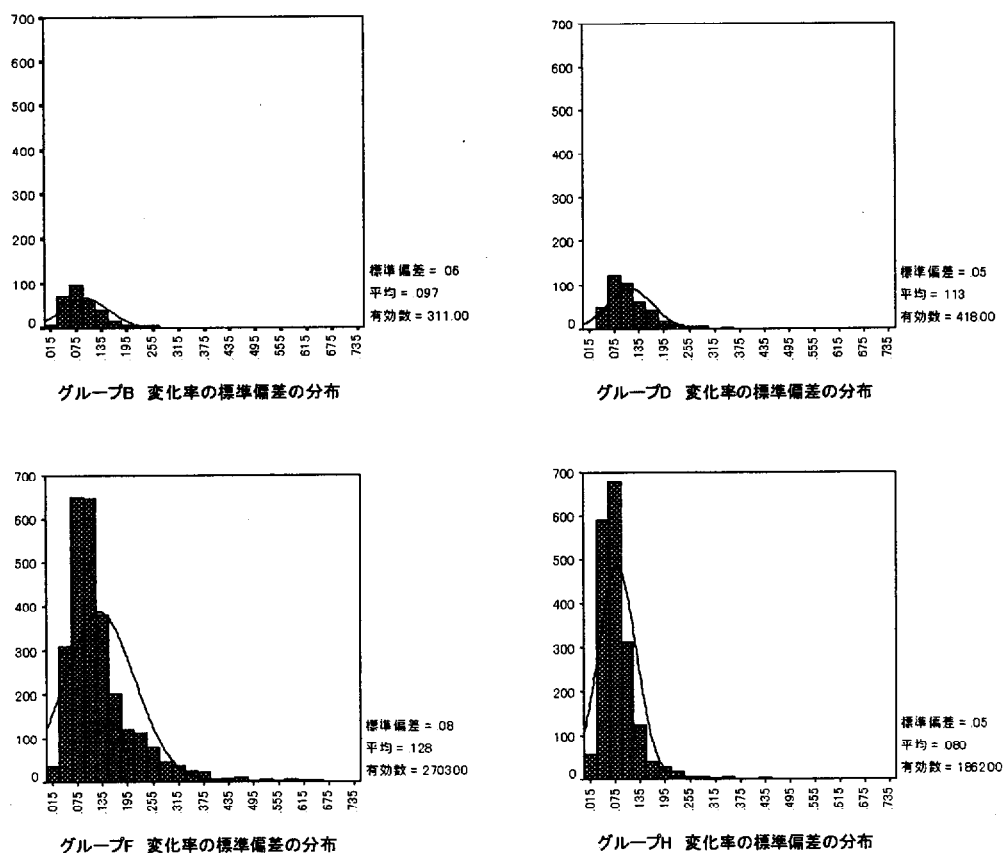


図 2-5-3 変化率の標準偏差の分布

表 2-5-1 平均変化率の検定

グループ	平均値		標準偏差		t 値	有意確率
	施設なし	施設あり	施設なし	施設あり		
B	-0.0514	-0.0443	0.03589	0.03681	-0.748	0.455
D	-0.1026	-0.0994	0.03283	0.01516	-0.215	0.830
F	-0.0275	-0.0341	0.03954	0.02770	1.836	0.071
H	-0.0541	-0.0550	0.02851	0.02799	0.193	0.847

表 2-5-2 変化率の標準偏差の検定

グループ	平均値		標準偏差		統計量	有意確率
	施設なし	施設あり	施設なし	施設あり		
B	0.0953	0.1013	0.03589	0.03681	0.910	0.819
D	0.1128	0.1125	0.05484	0.04441	0.261	0.603
F	0.1235	0.1126	0.07233	0.07789	-2.186	0.014
H	0.0801	0.0735	0.04392	0.03317	0.881	0.811

への影響を分析した。ただし、1 年の変化率が-1.0 より小さいものや 1.0 より大きいものが含まれるメッシュは、地域資産価値の算出に大きな誤差が生じている可能性が高いため除外した。

変化率の平均に関しては、有意水準 10%ではあるが、グループ F について処理施設の有無による違いが認められる。処理施設が無いメッシュの平均変化率は-2.75%であるのに対し、処理施設のあるメッシュの平均変化率は-3.41%であり、処理施設が立地しているメッシュの資産価値の方が、より大きく低下している。

また、変化率の標準偏差についても、有意水準 5%で、グループ F に処理施設の有無による違いが認められる。処理施設の無いメッシュの変化率の標準偏差は 12.35%であるのに対し、処理施設のあるメッシュについては 11.26%であり、処理施設が立地することにより資産価値の変動性（ボラティリティ）が低下することが示唆される。

グループ F 以外のグループについては、変化率の平均・標準偏差ともに、処理施設の立地による違いが認められなかった。なお、グループ F は土地利用変化面でも処理施設の立地による影響が見られた。その理由としては、都市外縁部は利便性と資産価値水準のバランスの点で選択肢が多いため、嫌悪施設を忌避する人々の行動が資産価値変化に敏感に反映することが考えられる。

2-5-3 嫌悪施設立地のオプション価値への影響

将来の地域資産価値 S_T は、前項式⑥で示される確率密度関数 $f(x)$ による対数正規分布に従う。また、その分布形状を決定する μ と σ^2 は、式⑩と式⑫から分かるように、現時点から将来時点 T にかけての地域資産価値の連続複利ベース変化率の分散から得られる。前項で述べたように、グループ F のような地域では、嫌悪施設の立地が地域資産価値の変化率に影響を与えるため、将来の価値の分布形状が変化する。そこで、表 2-5-2 に示したグループ F の変化率の標準偏差の平均を σ とし、施設立地の将来の資産価値への影響を数値的に分析する。なお、分析に用いた値は次の通りである。

施設が立地しない場合の σ	: 0.1235
施設が立地した場合の σ	: 0.1126
非危険利子率 r	: 0.0
期間 T	: 1.0
現時点の地域資産価値 S	: 100.0

まず、将来の地域資産価値の分布 ($f(x)$) は図 2-5-4 の通りである。施設が立地した場合 σ が低下するため、初期値 S 付近に分布が集中する傾向が見られる。これは、施設が立地した場合、資産価値の低下可能性も減ると同時に、上昇可能性も減ることを意味している。

資産価値の上昇可能性が減ることは、その資産がある値 K 以上になる確率 P が低下することを意味している。ここで、確率 P は式⑥から次の式⑭のように表される。

$$P = \int_K^{\infty} \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma x} \exp\left(-\frac{(\log x - \mu)^2}{2\sigma^2}\right) dx \quad \text{式⑭}$$

50 から 150 までの K の値について、確率 P の値を計算して図示したものが図 2-5-5 である。これによると、確率 P は $K = 100$ 程度までは施設が立地している方が高いが、

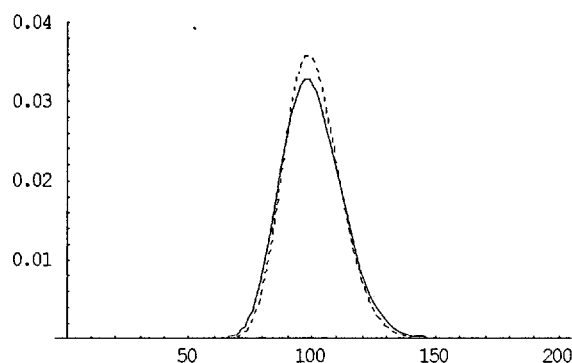


図 2-5-4 将来の地域資産価値の分布

*実線が施設なし、点線が施設あり

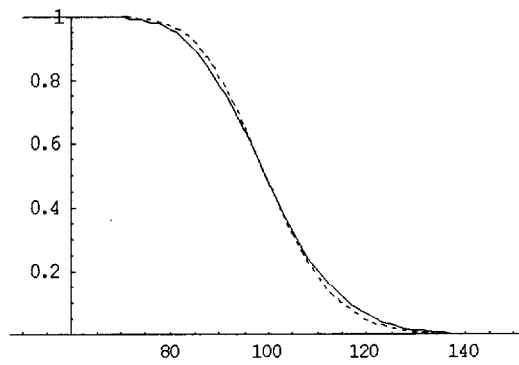


図 2-5-5 資産価値がある値以上になる確率

*実線が施設なし、点線が施設あり

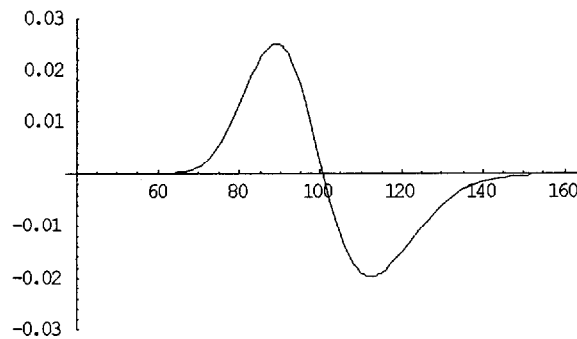


図 2-5-6 $P(\text{施設あり}) - P(\text{施設なし})$

それ以上になると、施設が立地していない方が高くなる。つまり、施設立地により資産価値の上昇可能性が低下する。その確率の差を図示したものが図 2-5-6 である。

さらに、現在その資産を K で取得したとして、将来得られるキャピタル・ゲインの期待値 V は、次の式⑮で表される。ただし、ここでは非危険利子率 $r=0$ としているので、現在価値に直すことは考えない。

$$V = \int_K^{\infty} (x - K) \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma x}} \exp\left(-\frac{(\log x - \mu)^2}{2\sigma^2}\right) dx \quad \text{式⑮}$$

80 から 140 までの K の値について、 V を図示したものが図 2-5-7 である。施設が立地した方が立地しない場合に比べて V は常に小さい。これは、資産として保有することの価値が、施設立地により低下することを意味しており、その差を図示したものが図 2-5-8 である。

なお、式⑮は将来その資産を価格 K で取得する権利の現時点における価値であり、こうした権利をコール・オプションという。嫌悪施設の立地は、その地域のオプション価値を低下させるとも言える。

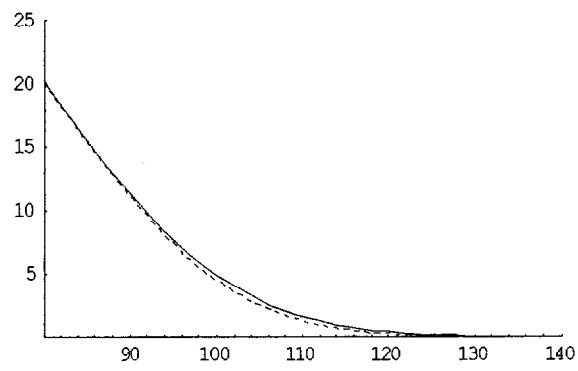


図 2-5-7 キャピタル・ゲインの分布

*実線が施設なし、点線が施設あり

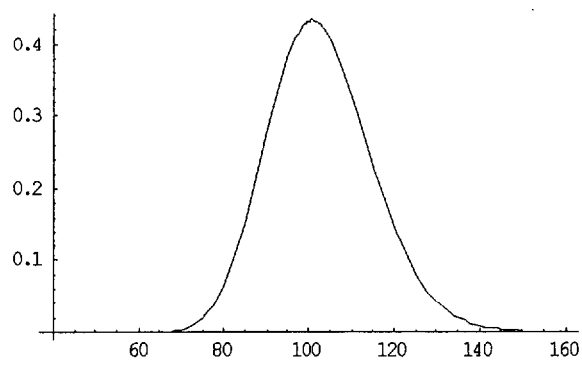


図 2-5-8 $V(\text{施設なし}) - V(\text{施設あり})$

第2章註

- 註 2-2-1 細密数値情報の調査年度は 1974 年・1979 年・1984 年・1989 年・1994 年であるが、最初の 2 年度については、調査範囲が千葉市の全域をカバーしてはいないので、対象外とした。
- 註 2-2-2 沼南町や白井町など町村レベルでは、各年度の固定資産税収が得られなかったため対象外とした。印西市も、対象年度においては印西町であったため同様。
- 註 2-2-3 岩田らの実効税率も 1m² あたりの固定資産税額を 1m² あたりの公示地価で割ったものであり、ここで言う実効税率と同等である。
- 註 2-2-4 普遍 Kriging とは、確率場の期待値が、既知の関数の線形結合で表される場合の最良線形普遍予測であり、ブロック Kriging とは、ある領域の平均鉱量の予測に用いられる手法である（間瀬・武田、2001）。
- 註 2-2-5 ここで言う近傍とは、予測地点との直線距離で見て近い測定地点という意味である。Delaunay 補間のような、Delaunay 三角形に内包される点とは異なる。

第2章参考文献

- 安藤朝夫・吉田克明（1990）「金融指標を含む地価関数と首都圏の地価形成：1976-88」『日本不動産学会誌』5(4)、40～51
- 青木義次（1986a）「メッシュデータ解析の一方法としての空間相関分析法の提案 その 1 メッシュデータ解析の問題点と空間相関分析法の理論」『日本建築学会計画系論文報告集』364、94～101
- 青木義次（1986b）「メッシュデータ解析の一方法としての空間相関分析法の提案 その 2 土地利用の連担性・共存性・排斥性の計量化への応用」『日本建築学会計画系論文報告集』368、119～125
- 青木義次（1987）「メッシュデータ解析の一方法としての空間相関分析法の提案 その 3 空間影響関数モデルの有効性と問題点」『日本建築学会計画系論文報告集』377、29～35
- 青木義次・大佛俊泰（1990）「空間相関関数とその統計的検定の実用的計算手法と視覚化 実用的メッシュデータ解析システム構築のための空間相関分析法の体系化 その 1」『日本建築学会計画系論文報告集』416、45～53
- 青木義次・大佛俊泰（1991）「空間影響モデルの安定推定法 実用的メッシュデータ解析システム構築のための空間相関分析法の体系化 その 2」『日本建築学会計画系論文報告集』424、61～67
- 青木義次・大佛俊泰（1992a）「カテゴリー変量を被説明変量とする空間影響関数モデル」『日本建築学会計画系論文報告集』433、111～117
- 青山吉隆（1991）「地価の動的・空間的連関構造に関する基礎的研究」『土木学会論文集』425、127～133
- 浅野孝夫（1999）『計算幾何学と地理情報処理』伊理正夫監修・腰塚武志編集、共立出版、57～148
- Dale, Larry et al (1999) Do Property Values Rebound from Environmental Stigmas? Evidence from Dallas. *Land Economics*, 75(2), 311-326
- Greenberg, Michael & Hughes, James (1993) Impact of Hazardous Waste Sites on Property Value and Land Use: Tax Assessors' Appraisal. *Appraisal Journal*, 61(1), 42-51
- Groothuis, Peter A., Miller, Gail (1994) Locating Hazardous Waste Facilities: The Influence of NIMBY Beliefs. *American Journal of Economics & Sociology*, 53(3), 335-346
- Groothuis, Peter A. et al (1998) Using Contingent Valuation to Measure the Compensation Required to Gain Community Acceptance of a LULU: The Case of a Hazardous Waste Disposal Facility. *Public Finance Review*, 26(3), 231-249
- 肥田野登・山村能郎・樋口洋一郎（1994）「ネットワーク自己相関モデルを用いた首都圏における地価動向モデルの構築」『日本不動産学会誌』9(2)、53～63
- 石坂公一（1992a）土地利用遷移行列の分析手法に関する考察。日本建築学会計画系論文報告集、436、59-69

- 石坂公一 (1992b) 首都圏における距離帯別の土地利用変化動向. 日本建築学会計画系論文報告集, 442, 97-106
- 石坂公一 (1994) 土地利用変化の方向と地域特性との関連分析. 日本建築学会計画系論文報告集, 459, 79-88
- 岩田規久男・山崎福寿・花崎正晴・川上康 (1993) 『土地税制の理論と実証』 東洋経済新報社、p.146
- Journal, A. G. and Huijbregts (1978) Mining Geostatistics, Academic Press, London
- 籠義樹・高辻秀興 (2000) 補間地価を用いた地域資産価値評価に関する研究. 日本計画行政学会第 23 回全国大会報告要旨集
- 金本良嗣 (1992) 「ヘドニック・アプローチによる便益評価の理論的基礎」『土木学会論文集』 449、47～56
- Keil, Katherine A. & McClain Katherine T. (1995) The Effect of an Incinerator Siting on Housing Appreciation Rates. *Journal of Urban Economics*, 37, 311-323
- 金俊栄・萩島哲・大貝彰・岩尾襄・黒瀬重幸 (1991) 土地利用遷移行列による都市の土地利用用途転換の分析. 日本建築学会計画系論文報告集, 424, 69-78
- Kunreuther, Howard & Easterling, Douglas (1990) Are Risk-Benefit Tradeoffs Possible in Siting Hazardous Facilities? *American Economic Review: Papers and Proceedings*, 80(2), 252-256
- M. ドバーク・M. ファン・クリベルド・M. オーバマズ・O. シュワルツコップ (2000) 『コンピュータ・ジオメトリ』 浅野哲夫訳、近代科学社
- 間瀬茂・武田純 (2001) 『空間データモデリング』 共立出版
- Mundy, Bill (1992) Stigma and Value. *Appraisal Journal*, 60(1), 7-13
- 二宮功・田村治幸・谷口健男・岩崎和也 (1992) Delaunay 三角形分割による地形のモデリング. 土木学会年次学術講演会講演概要集 第 4 部, 47, 168-169
- 岡部篤行・鈴木敦夫 (1997) 『最適配置の数理』 朝倉書店
- 大橋光雄(1996)ゴミ大パニックの到来は近い. 世界, No.628, 86-91.
- 大佛俊泰・青木義次 (1992) 都市空間の『場所性』を組み込んだ空間影響モデル. 日本建築学会計画系論文報告集, 434, 99-105
- 大佛俊泰・倍田賢一 (1996) 安定地点を考慮した土地利用遷移予測モデル. GIS-理論と応用, 4(2), 1-6
- 大佛俊泰, 栗崎直子 (1996) 効用概念に基づく土地利用遷移確率モデルの構築とその応用. GIS-理論と応用, 4(2), 7-14
- Roddewig, Richard (1996) Stigma, Environmental Risk and Property Value: 10 Critical Inquiries. *Appraisal Journal*, 64(4), 375-387
- Smith, V. Kerry & Desvousges, William H.(1986) The Value of Avoiding a LULU: Hazardous Waste Disposal Sites. *Review of Economics and Statistics*, 68, 293-299
- 高塚創・樋口洋一郎 (1996) 「期待の空間的依存性を考慮した地価モデル：その定式化と推定方法」『応用地域学研究』 2、53～63
- 堤盛人・井出裕史・清水英範 (2000) 「誤差要素モデルを援用した Kriging による空間内挿」土木学会年次学術講演会講演概要集第 4 部、Vol.55、282～283
- 宇都正哲・浅見泰司 (2001) 地価や周辺地域の状況が土地利用遷移に与える影響に関する研究. 都市住宅学, 33, 101-110
- Zeiss, Chris. & Atwater, James (1990) Waste facility impacts on residential property value. *Journal of Urban Planning and Development*, 115(2), 64-80

第 3 章

環境リスクに関する合意形成

3-1 リスク評価とリスク判断の差異

化学物質のリスクとして問題とされるのは、蓄積性・催奇形性・内臓障害・発癌性などであるが、ある種の施設の立地がそうした環境リスクを周辺地域のもたらすとしても、直ちに健康被害を発生させるような濃度で環境中に漏出することはまず無い。科学的な判断の1つとしては、施設が立地したとしても、周辺に地域におけるそうした化学物質の濃度が耐用一日摂取量を超えないことが確認できれば、安全であるとすることもできる。

耐用一日摂取量は、生物実験などの科学的手法から得られたデータに基づき、安全側に十分なマージンを取って定められる。さらに、各種施設の排出基準も厳しく定められており、ゴルフ場で使用される農薬や廃棄物処理施設から出るダイオキシンについて、適式に立地される施設により施設周辺住民の摂取量が耐用一日摂取量を超えることは通常無いと考えられる。最近では、余りにも厳しい排出基準が、高性能な施設を要求することでコストを高騰させ、資源配分上の効率性を損なっているとの指摘もある（渡辺・林 2003）。

以上のような具体的被害が発生する蓋然性が低くても、そうした環境リスクをもたらす施設は嫌悪され、立地周辺地域の住民による反対運動が展開されて紛争となったりもする。ここで住民により問題とされているのは、次の2点と考えられる。すなわち、耐用一日摂取量という基準の妥当性と、小さなリスクであるとしても一部住民にその受容が要請されることに関する公平性である。本章では、主として前者の基準の設定方法、つまりリスクの受容可能性に焦点を当てる。

受容可能性の問題は、「どの程度安全であれば十分安全であるか？（How Safe is Safe Enough?）」（Lewis 1990）という問題である。こうした問題に科学的な判断基準を設定することは非常に難しい。前述の耐用一日摂取量にせよ、最大無作用量にせよ、安全側のマージンを十分に取って定められるのであるが、問われているのはどの程度のマージンであれば十分であるかということであるからである。林（2002）が指摘するように、こうした基準の設定には価値観に基づく様々な考え方があり、ここでは「事実」ではなく「価値」が問題とされている。

Weinberg（1972）は、科学によって問うことはできるが、科学によって答えることはできない問題群からなる領域が存在するとし、これを「科学を超える問題群（trans-scientific questions）」と呼んだ。小林（2003）は、Weinberg（1972）の挙げる例を次のように紹介している。

「運転中の原子力発電所の安全装置がすべて、同時に故障した場合、深刻な事故が生じる」ということに関しては、専門家の間に意見の不一致はない。これは科学的に解答可能な問題なのである。科学が問い、科学が答えることができる。

他方、「すべての安全装置が同時に故障することがあるかどうか」という問いは「トランス・サイエンス」の問いなのである。もちろん、専門家はこのような事態が生じる確率が非常に低いという点では合意するであろう。しかし、このような故障がありうるかどうか、またそれに事前に対応しておく必要があるかどうか、といった点になると、専門家の間で意見は一致しない。科学的な意味での確率、つまりある事柄の発生の蓋然性に関する数値的見積もりについては専門家の間である程度一致するが、その確率を安全と見るか危険と見るかというリスク評価の場面では、判断が入るため、科学的問いの領域を超え始めるのである。

また、リスク社会論を提唱した Beck (1986) は、科学的判断の根拠を「科学的合理性 (scientific-rationality)」とし、前述のような科学が答えることができない問題に対する社会の側の判断の根拠を「社会的合理性 (social-rationality)」とした。Beck (1986) は、ダイオキシンのような化学物質の人体への影響リスクなどを論じ、「ある負担がまだ耐えられる状態のものか否かの境界線をどこに、どのように引くべきなのか。その境界線を引くために、基準にはどの程度の妥協が許されるのか」といった判断が欠かれないとし、科学的合理性と社会的合理性の対立を問題としている。

藤垣 (2003) は、科学が答えられない問題については、公共の意思決定の根拠が必要であるとし、これを社会的合理性としている。そして、社会的合理性を担保するための条件として、次の3つを挙げている、第1に、意思決定の主体の多様性が保証されていないといけない。このなかには、利害関係者の「参加」が含まれる。第2に、その意思決定に必要な情報の開示、選択肢の多様性の保証がなされていないといけない。第3に、意思決定のプロセス、合意形成のプロセスの透明性、公開性が担保され、その手続きルールが明確化されていないといけない。

環境リスクの受容可能性の判断には、必ず価値判断が含まれてくるため、科学によって基準を設定することは難しい。これを科学的合理性の限界と呼んでよいだろう。しかし、環境リスクを伴う施設を立地する際には、現実的な問題としてこうした判断を行わなければならない。この判断の正しさを担保するものは、Beck (1986) や藤垣 (2003) の言う社会的合理性であるが、それは実体としては藤垣 (2003) が挙げるような条件を満たすプロセス、すなわちリスク・コミュニケーションを経て形成される社会的合意に他ならないであろう。本章では、事例分析を通して、こうしたリスク・コミュニケーションを成立させるための条件を検討するとともに、社会的合意により担保された環境リスクに関する判断にみられる特徴を考察する。

3-2 リスク・コミュニケーションの成立条件

3-2-1 環境リスク問題としてのゴルフ場建設

第3次ゴルフブームと呼ばれた1980年代中頃、全国でゴルフ場建設が急増した。しかし、これがその立地地域にもたらす問題も少なくなく、ゴルフ場問題とて社会的関心も高まった。特に焦点が当てられたのは、ゴルフ場において芝の維持に使用される除草剤や防虫剤などの農薬の、人体・生態系への影響である。

いくつかの農薬は発癌性や催奇性などの人体に有害な性質を持っているため、それらが降雨により河川に流出することが、住民が最も危惧したことであった。MoriokaとTokai(1989)は、3つのゴルフ場が計画されたある地域について、代表的な農薬のリスク・アセスメントを行い、当該地域に2つ以上のゴルフ場が建設された場合、住民が受容し得ない程のリスクが生じると推定した。

自然破壊だけでなく、ゴルフ場という施設の立地が化学物質による環境リスクを周辺地域にもたらすという点が、当時の立地紛争では主要な争点の1つとなっていた。しかし、当時のゴルフ場立地過程は、一般に次のような流れであった(図3-2-1)。大抵市町村を經由して、県に開発の本申請がなされ、これを県で検討して市町村に差し戻し、事業者へ通知される。この本申請の前に「事前協議」と呼ばれる段階があり、市町村は「事前協議の申し出」という「事前協議」の1つ前の段階から関わる。これは、市町村側に地域計画としてゴルフ場立地を希望するか、あるいは認めるかといった意向を問うものである。市町村が拒否しなければ「事前協議」に入り、県の審査が行われる。そして、この「事前協議」を通過した段階で、事業者具体的な開発計画の検討に入り、これに合わせて環境影響評価を行う。

問題は、市町村に「事前協議の申し出」を行う際に、多くの市町村で地元の賛同と地権者の同意を要求していた点にある。この段階では、具体的な開発内容・環境への影響・自然改変に対する具体的対策などが決まっておらず、当然環境リスクの程度についてもきちんとした情報が無い。また、本申請前の環境影響評価を行った時点でその結果の縦覧を行い、問題があれば反対することも可能ではあるが、形式的であれ一旦同意をしてしまえば、なし崩し的に開発が進むことが懸念されよう。

このような立地過程においては、必要な情報が欠落した状態で賛成・反対の態度を決定することが住民に要求される。そのため、その立地紛争においては、必要な情報やコミュニケーションが、住民の要求や行動を通して鮮明に現れると考えられる。本項では、ゴルフ場立地紛争の事例を調査し、その過程で提供された情報や実施されたコミュニケーションと住民の態度との関係を分析することにより、環境リスクを伴う施設立地に関するリスク・コミュニケーションの成立条件を明らかにすることを目的とする。

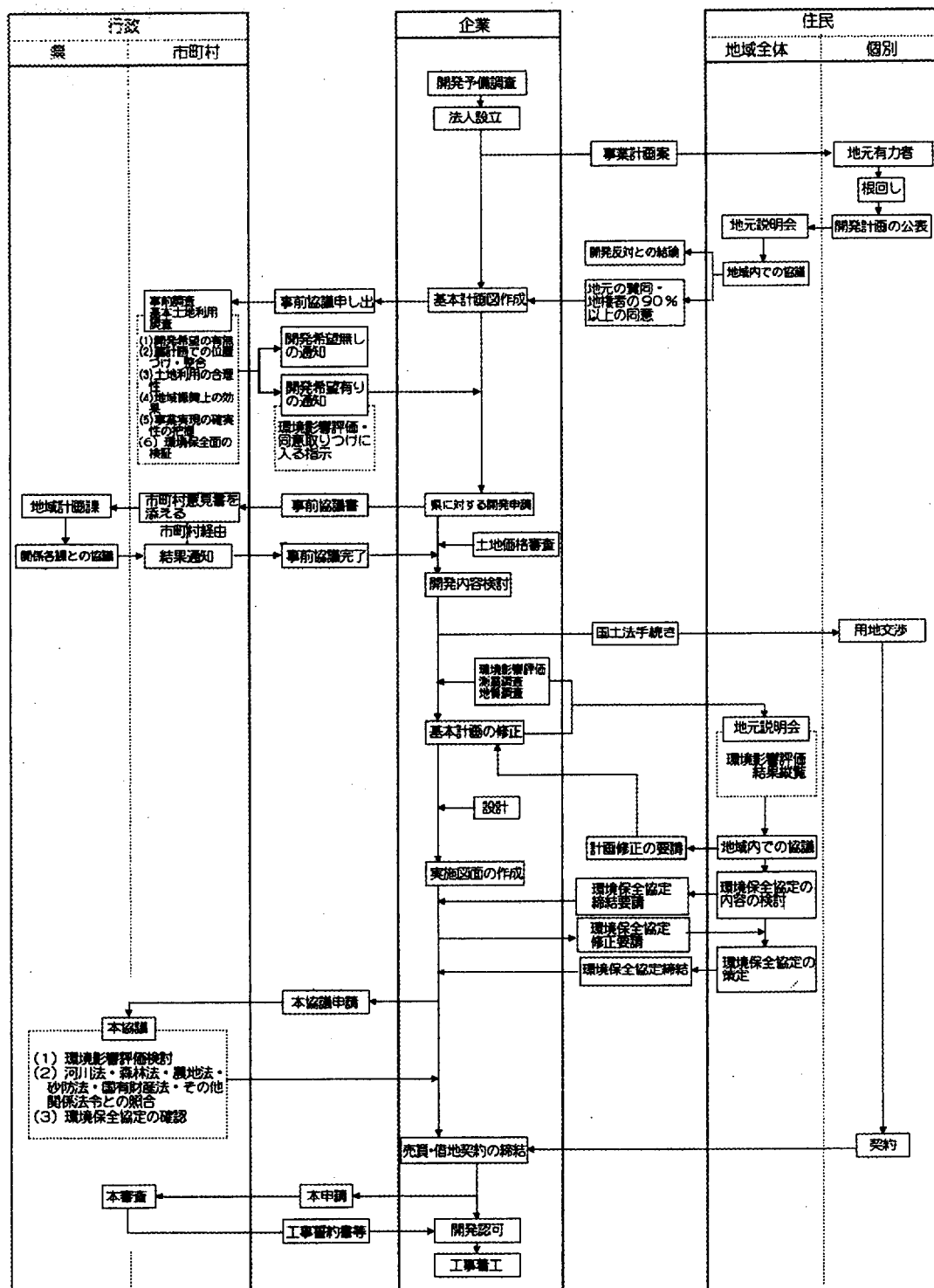


図 3-2-1 ゴルフ場建設許可プロセス

3-2-2 紛争解決過程の概念モデルと分析の方法

(1) 紛争の発生と解決

紛争とは、ある集団とある集団との対立状態であり、対立状態を生み出すのは、ゴルフ場立地を認めるか否かという決定事項に対する態度の相違である。紛争下における住民の態度は、「積極的賛成派」「消極的賛成派」「無関心派」「消極的反対派」「積極的反対派」の5つに分類して考えられる。ここで、「積極的」と「消極的」を分けるものは、他者の態度を自分と同じものに変容させるための働きかけの有無とする。つまり、「積極的賛成派」は「反対」の態度を示している人々に対して「賛成」に転じるよう働きかけを行うが、「消極的賛成派」は「賛成」の態度は示しつつもそうした働きかけは行わない。また、「中立派」の存在も考えられるが、立場上中立としている場合が多く、そうでない場合には無関心に近いと考えられるため、本研究では特に集団として認めていない。住民の大部分が「賛成派」であったり「反対派」であったりする場合には、住民内で強い対立は発生しないが、「賛成派」と「反対派」が拮抗している場合に住民内部に対立関係が生じる。結果として、住民対住民という紛争の構造が生まれ、これが本研究で対象とする紛争である。

ゴルフ場許認可の手続きで求められているのは住民の総意として賛成・反対の態度を決定することである。紛争が発生した場合には、地元住民内で合意を形成せねばならない。最終的には多数決によって総意を決する場合が少なくないが、両派が拮抗した状態での強行採決は、激しい紛争を招くと予想される。住民内での話し合いを進めていった結果、どちらかの態度を示す住民が大部分を占めるようになるという形であれば紛争は解決しない。

ここでの紛争の原因は、ゴルフ場建設計画が地域にもたらされたことによる地元住民の利害の衝突である。この計画に対する個々の住民の態度によって「積極的賛成派」から「積極的反対派」の5つの集団が形成される。これが「集団形成期」である。集団の区別が明確になってくると、「積極的」集団が自分の考えを主張するようになり、対立状態が強まって「争点对立期」となる。この期間に、どちらかの集団が大多数を占

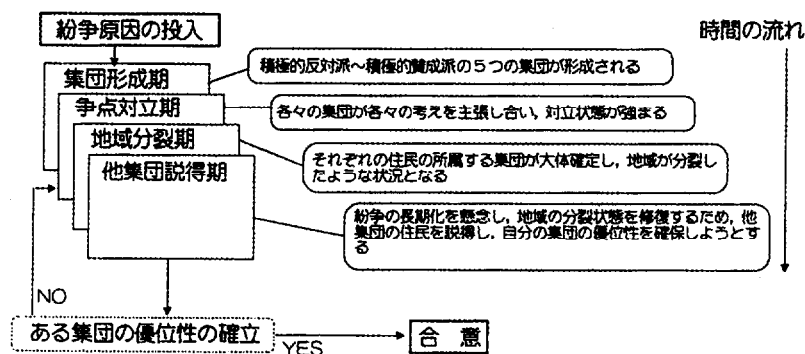


図 3-2-2 紛争解決過程の概念モデル

めれば合意に至るが、そうでない場合には「地域分裂期」に至り紛争は長期化する。そこで、この状態を脱し地域の分裂を修復するために「他集団説得期」に移行し、「積極的」集団が他の集団の住民を説得した結果、「賛成派」「反対派」のどちらかの集団が対打数を占めれば合意に至る（図 3-2-2）。

次に、ゴルフ場建設の利害について、具体的なものと心理的なもの、および個人的なものとの地域的なものに分けてまとめる（表 3-2-1）。

個人的利害とは、個々人の財産状況、職業、趣味、価値観等によって生ずるものである。例えば、計画地域に土地を所有する人は、これの売買や賃貸契約によって、少なからぬ経済的便益を受ける。林業の衰退によって、森林地の経済的価値が低下している昨今では尚更のことである。また、飲食店等の経営者であれば、客の増加に伴う所得の向上が期待できる。逆に農業を営む人は、大量の水を使用するゴルフ場が、農業用水に与える影響を心配せざるを得ないし、地域の環境が計画によって変化することを好まない人も存在する。

一方、地域的利害とは、その地域に生活する多くの人に、否応なく関係するものである。利益としては、税収の増加や地元産業への新需要発生等と、これに伴う地域活性化期待が挙げられる。反対に、公共施設の建設・維持や廃棄物処理等のサービスの負担は間違いなく増加する。また、地域固有の歴史や伝統に当該計画が影響を与えるとなれば、これを守ろうとする心理的抵抗も現われてくる。

そして、ゴルフ場で使用される農薬による環境リスクは地域的な損失に位置づけられるが、その影響の大きさの認知は心理的なものである一方で、いかに小さくても一部住民がリスクを被るという意味では具体的なものでもある。第 3 次ゴルフブームと呼ばれた 1980 年代中頃は、特に非専門家の環境リスクに関する理解は不十分であったが、新聞等マスコミの報道により関心は高い状況にあった。よって、住民の態度規定のためには、リスク判断を行うための多くの情報提供と情報交流が必要であったと思われる。

表 3-2-1 ゴルフ場建設に関わる利害

	個人的		地域的	
	利益	損失	利益	損失
具体的	・ 山林地の売却賃貸 ・ 雇用機会の増加 ・ 所得の増加	・ 農業用水の水位変化	・ 地元への還元施設 ・ 税収の増加 ・ 新需要の発生	・ 公共施設（道路等）建設、維持負担増加 ・ 廃棄物処理負担増加
心理的	・ 身近にレジャー施設が出現	・ 地域環境の変化に対する不安 ・ 個人的利益発生に関する不公平感	・ 地域活性化 ・ 若者の定着期待	環境リスク ・ 交通事故の増加懸念 ・ 歴史・伝統の保全意識

最後に、住民の態度規定と利害との関係について考えると、紛争が発生した当初の「集団形成期」における対立は、主に個人的利害に基づくものと考えられる。紛争解決は、例えば「消極的賛成派」から「消極的反対派」への移動といった、集団間の住民の移動によって実現されるから、その背景には住民の態度変容がなければならない。態度変容は、事業者側が個人的利益を追加する等の具体的手段を講じることによって起こり得るが、紛争当事者の個人的利害から地域的利害への視野の拡大（あるいはその逆）によっても起こり得る。紛争過程において具体的利益に変化が無い場合、紛争解決は後者が原因となる態度変容によってなされることが考えられる。

(2) 分析の方法

前述のように、紛争過程において具体的利益に変化が無い場合、紛争解決には利害に関する考え方に影響を及ぼすような、情報提供と情報交流が必要である。特に、環境リスクに関しては、第3次ゴルフブームと呼ばれた当時、関心は高いが理解は不十分な状況にあったので、よりその必要性は高かった。しかし、こうした必要性は一般論として感覚的に理解できるとしても、どのような情報がどのような形態で提供される必要があるか、またどのような情報交流の場が必要とされるかについては明らかでない。

そこで、実際にゴルフ場立地紛争が発生した地域を調査し、紛争解決過程の記述と住民の態度変容の把握を行う。紛争解決過程は、現存する資料（新聞・ミニコミ・ビラ・議事録等）と、紛争に直接関係した地元住民へのインタビュー調査を基に記述する。これにより、合意形成過程で提供された情報を知ることができる。

また、合意形成の進展は、住民の態度変容の様子から推し量ることができる。そして、態度変容の様子は、ある集団を構成する人数の時系列的な変化で捉えられる。具体的には、記述した紛争解決過程上に比較時点（T1～Tn）を定め、それぞれの比較時点において前述の5つの集団に属していた人数を調査する。実際には、調査の実現可能性を考え、積極的に紛争に関わってきた数人の住民に、各時点において各集団が占めていた住民全体に対する割合を推定してもらい、その平均値を用いる。

最後に、この両者を照合することによって、大きな態度変容が起こった時期に提供された情報や実施された情報交流、および発生した出来事を抽出する。これにより、合意形成を進める上で必要とされた情報提供や情報交流を明らかにすることができる。

3-2-3 ゴルフ場立地紛争の事例

(1) 調査対象事例の選定

本項では、住民の要求や行動から必要な情報やコミュニケーションを抽出するとともに、これらと住民の態度変容との関連を分析するものであるため、地元住民から積極的な協力者が得られなければならない。また、住民に対して、特定時点でどのような態度を示していたかを調査する必要があるため、紛争終結からそれほど時間の経っていない記憶が鮮明な時期に調査が実施できなければならない。以上の条件を満たし、資料等も豊富に得られたことから、福井県敦賀市金山区のゴルフ場立地紛争を調査対象とした（図 3-2-3）。

本紛争は、1990 年 2 月～9 月という短期間で終了したため、紛争終結時点でも住民の紛争過程における出来事に関する記憶が鮮明であった。また、筆者は紛争解決過程の途中から、観察者として参加することができた。そのため、情報が比較的正確に入手でき、分析対象として適切である。

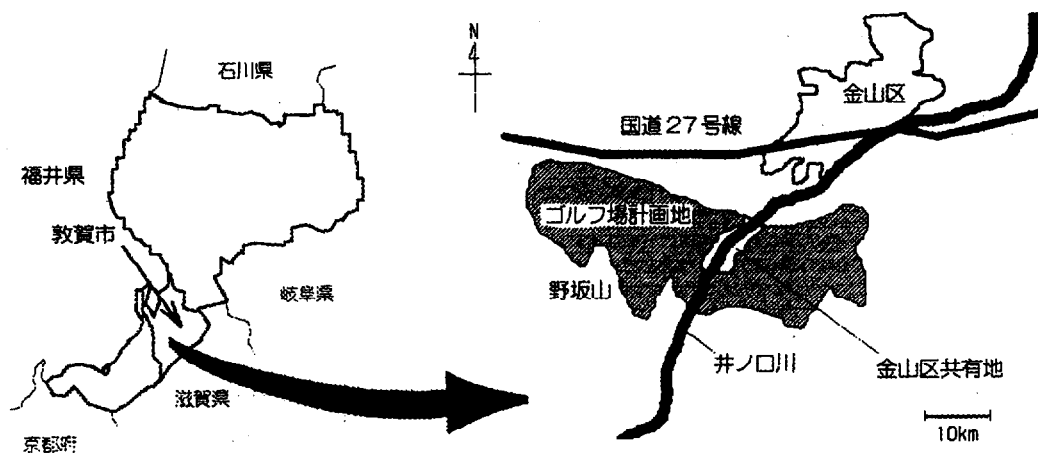


図 3-2-3 調査対象の位置

(2) 調査の概要

金山区における現地調査は 2 回に分けて実施した。第 1 回は 1990 年 8 月 5 日から 8 月 20 日にかけて行い、ゴルフ場計画地の視察、計画の概要、紛争の経過を調査するとともに、事業者と地元自治体へのヒアリング調査を行った。また、事業者が地元住民を対象に実施したゴルフ場説明会への参加機会も得られた。

第 2 回は、1990 年 12 月 12 日から 12 月 18 日にかけて実施し、地元住民へのインタビュー、態度変容に関するアンケート調査が中心であった。態度変容に関する調査は、紛争過程に積極的に関わっていた地元住民 8 名の協力を得て、主要な出来事や情報提供などが発生した時点における地元住民の態度分布を推定してもらう形式で実施した。以上の調査の概要を図 3-2-4 に示す。

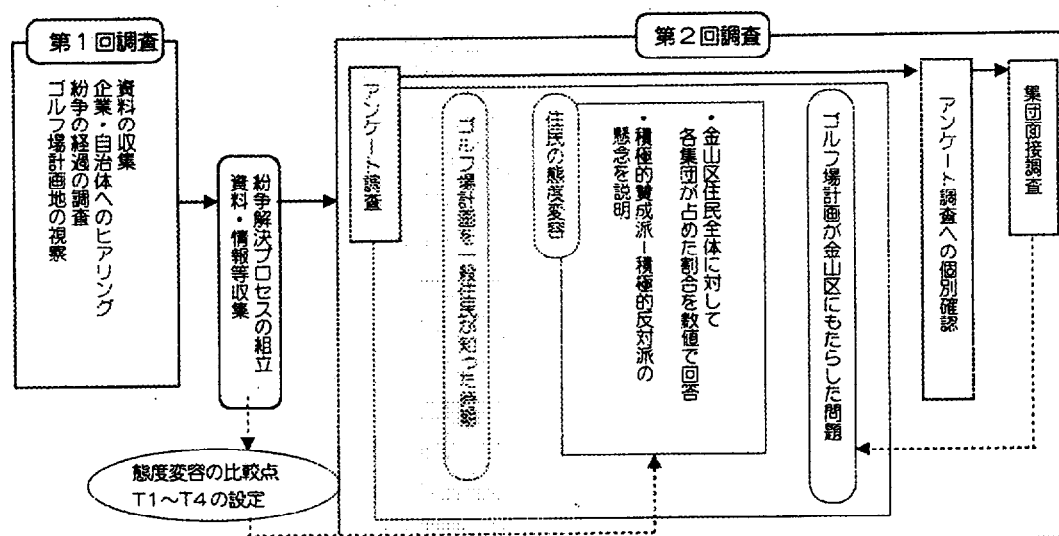


図 3-2-4 調査の概要

(3) 金山区のゴルフ場計画の概要

計画されていたゴルフ場は、金山区に隣接する形で、金山区より井ノ口川の上流に位置している（図 3-2-3）。井ノ口川は、この計画地のちょうど中央を貫流しており、井ノ口川の水源がすっぽりと計画地域に入ってしまう。井ノ口川の通っている辺りは、山間の小さな盆地になっている場所で、山中ではあるが比較的広々とした平原が広がっている。現在この平原は個人の所有ではなく、金山区の管理する区の共有地となっている。住民の話によると、水源地を守るという目的で、戦後当時の金山区住民が金を出し合って、この用地を買い占めたということである。そのため、ゴルフ場を立地するためには、金山区住民の同意を得て、この共有地を買い取るなり、借りるなりする必要がどうしてもあった。

また、このゴルフ場計画の概要は表 3-2-2 の通りである。事業者側の説明によれば、

表 3-2-2 計画の概要

開発面積	北コース……1,647,000㎡	
	南コース……2,172,000㎡	
	合計……3,819,000㎡	
主要施設計画	1) ゴルフコース	36ホール
	2) テニスコート	20面
	3) ゲートボールコート	40×40
	4) 保養施設	大浴場・宿泊施設
	5) 複合コミュニティセンター	集会場・会議場・プール・スポーツクラブ・研修センター
	6) 森林散歩道	

今回金山区の共有地を含む部分に計画されたのは18ホールの南コースであって、全体計画としてはもう1つ18ホールの北コースを設けて36ホールにするとのことであった。しかし、具体的な計画図面等は紛争発生時点では作成されておらず、計画概要にある主要施設の建設計画も不明であった。

3-2-4 金山区の紛争解決プロセス

(1) 利害関係主体

金山区の紛争解決過程は図3-2-5の通りである。本紛争に関わった利害関係主体は、建設計画者である事業者と金山区住民である。本紛争において対立した主体は、金山区内の賛成派住民と反対派住民が中心で、事業者は賛成派住民と協力するという形をとっていた。住民間でのやりとりが紛争の中心となるので、住民側をその決定権に基づいて「区長」「役員会」「総会」「一般住民」に分けた。

区にとって重要な問題は、全ての区民が参加可能な総会において可決されなければならない。総会における議題は8名の選出区民によって構成される役員会において決定されるが、区長権限によって特定議題のための総会を招集することもできる。

(2) 集団形成期と争点对立期

金山区のゴルフ場建設計画は1989年末から1990年初めの間に、区長のもとに持ち込まれたという。区長はこの時点で積極的賛成派で、役員会に総会での議題にするよう働きかけていたようだが、1990年2月4日の役員会では、時期尚早との理由で、総会での議題にすることは否決されている。しかし、この頃からゴルフ場建設の計画があることが噂として金山区住民の間で広まり、2月11日の総会では、住民からこれに関する質問が出されている。区長の回答は開発計画の概要に留まったが、これにより計画の存在は住民周知の事実となった。この時企業側が、総会出席住民に対して菓子箱を用意してくるような行動をとったため、反対派役員の事業者に対する不信感を募らせることとなった。

その後、一部の区民が積極的賛成派として、計画決議のための総会開催を要請する一方、企業側も「ゴルフ場開発趣意書」や「金山区所有地使用のお願い」を区長に提出するなど、積極的な計画推進行動を展開していた。積極的賛成派の大半は、比較的若い世代や地権者によって形成されていたようである。

これに対して、役員の一部を含む積極的反対派は、計画の詳細や環境への影響が明らかにされていないことを問題とし、総会における決議を行うには情報不足であることを主張していた。しかし、住民の関心に応えるかたちで、4月8日にゴルフ場計画についての臨時総会が開催された。

この臨時総会には、区民でない事業者も参加していた。総会の元々の目的は、ゴルフ場ができた場合に予想される問題を区民で議論することにあつたのだが、事業者が計画の説明を一方的に進めたために反対派が反発し、議題は役員会に差し戻して、改めて臨時総会を開催することになった。

役員会では、区民の3分の2以上の臨時総会開催要請があるまでゴルフ場計画に関する総会は開かないことを決め、この問題を保留する意向であつたが、積極的賛成派が区内の各戸を訪問して、ゴルフ場開発推進の嘆願書を集めるなど活発な計画推進活動を行った結果、住民の関心は高まった。しかし、計画の具体的内容は依然不明のまま、住民同士が話し合う機会も設けられなかったもので、賛成派が事業者に接待されているなどの噂や、計画の内容についての様々な憶測が流布した。

(3) 地域分裂期と他集団説得期

最初にゴルフ場計画の内容が事業者によって明らかにされたのは、7月25日のゴルフ場説明会であつて、区民が計画の存在を知った2月11日の定期総会から164日後のことであつた。しかし、説明会が開催された頃には、それまでに流れた噂などを基に大方の住民の態度は決まっており、地域が分裂したような状況であつた。

説明会では、計画されている施設の概要が話されたが、環境への影響評価は建設への同意を得てから始めるということで、反対派を納得させるものではなかつた。一方賛成派は、説明会においても早急な決議を要求し、反対派との溝は深まるばかりであつた。

この事態を重くみた積極的反対派の住民は、説明会以降「保全会」を結成し、保全会ニュースを発行するなどの活発な活動を始め、賛成派住民と無関心住民の説得を行った。役員会の決定にも関わらず、区長権限により8月23日には臨時総会が開かれたが、これがかえって情報交流の場になった。反対派はその理由を公式に述べることができ、無関心派や消極的賛成派を説得することができた。一方賛成派は、ゴルフ場ができた場合に金山区が得る利益を具体的に説明することができず、反対派を説得するには至らなかつたようである。計画内容に関する噂についても、お互いが知っていることを述べることによって事実が明確になった。また、この臨時総会では決議は取られず、議長権限により流会となった。

その後区長は、再び権限を行使して臨時総会を9月8日に開催した。この臨時総会において「ゴルフ場建設には80%以上の区民の賛同を必要とする」との合意に至り、この条件を覆すことは事実上不可能であることから、紛争は一応終結した。

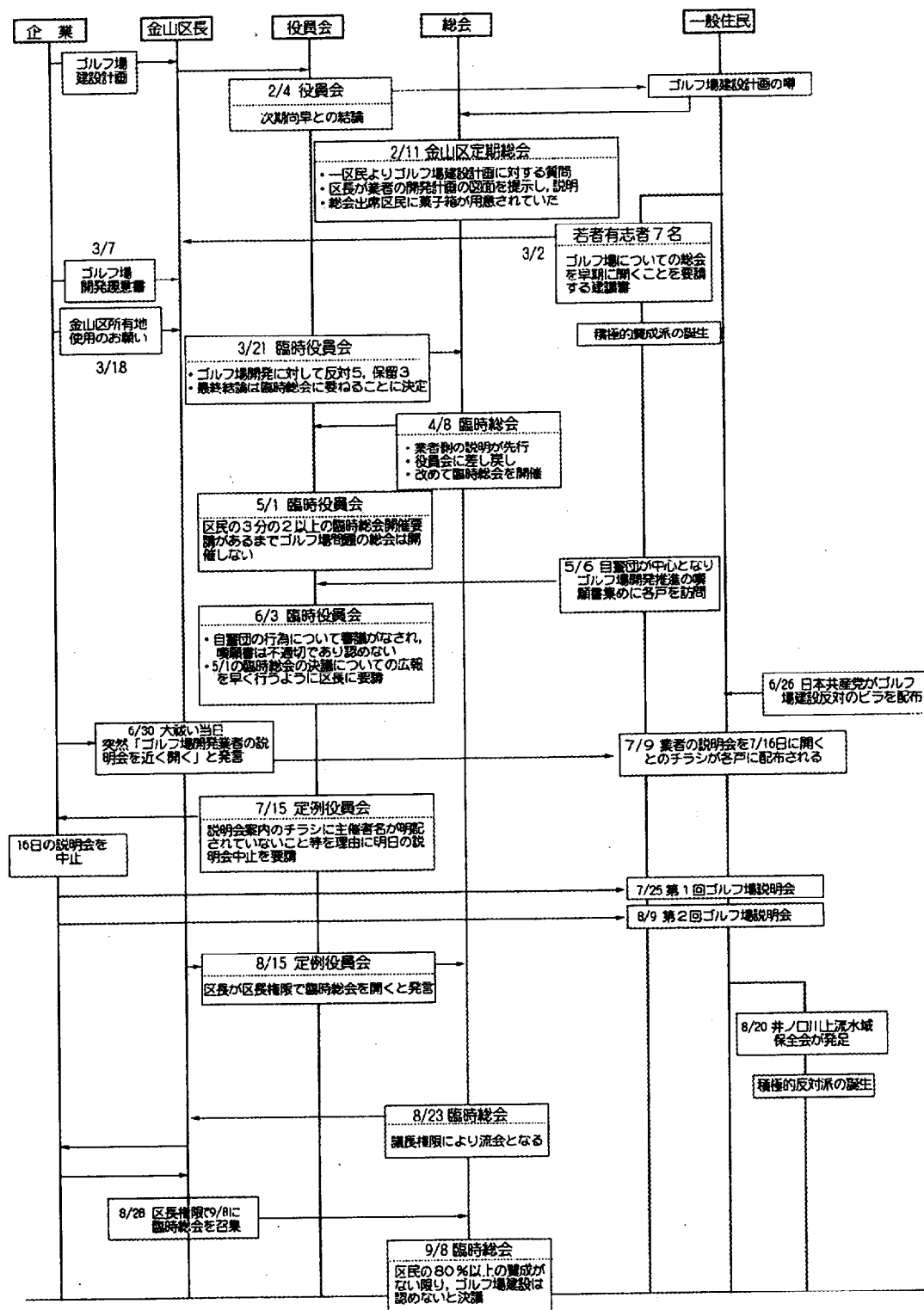


図 3-2-5 紛争解決過程

(4) 態度比較時点の設定

以上の金山区の紛争解決過程を概観した上で、態度変容の様子を把握するための比較時点を、T1～T4の4時点として次のように設定する。これらは、公式の場での情報提供や交流が行われた時点であり、住民の態度に重要な変化をもたらしたことが予想される。また、調査協力者にとっても比較的回答しやすい時点、すなわち記憶に残る出来事が発生した時点でもある。

- T1： 2/11 金山区定期総会
- T2： 7/25 第1回ゴルフ場説明会
- T3： 8/23 臨時総会
- T4： 9/8 臨時総会

3-2-5 態度変容における情報の役割

(1) 住民の態度変容の様子

金山区住民の紛争解決過程における態度変容は、T1～T4の各比較時点において、「積極的賛成」～「積極的反対」の5つの集団それぞれに属した金山区住民の割合を調査することにより明らかにした。紛争下においてこのような調査を行うことは、その後の動向に影響を与える可能性があり、通常住民の協力も得られにくい。しかし今回は、住民の中から積極的な協力者を得られたため、紛争解決直後に各比較時点の態度分布を推定してもらう形式の調査を実施することができた。なお、いずれの時点においても、その時点での主要な出来事が終了した段階での状態を推定してもらった。

回答の数値の単純平均をとって態度変容を記述すると、図3-2-6のようになった。協力が得られた金山区住民は8名であったが、ゴルフ場建設を認めないという形で紛争が終結した直後であったので、賛成派であった住民の本調査への協力は得られず、8名中7名が計画が区内に持ち込まれた当初から反対の立場を明確にしていた住民であ

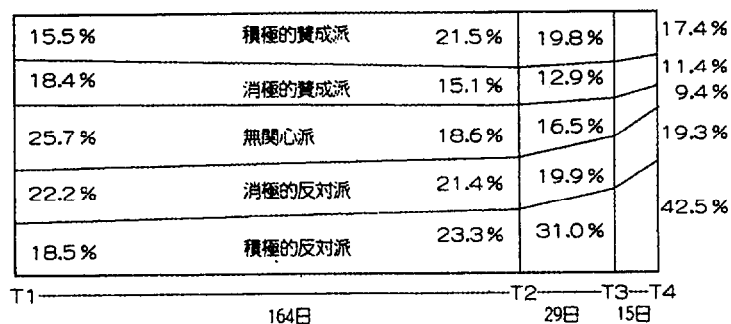


図 3-2-6 住民の態度変容

った。そのため、評価された数値には偏りが存在する可能性は否めず、また個々の推定値自体にはばらつきが生じていた。しかし、全員が紛争解決過程全般に関わっていることから、態度分布の変動傾向に関しては、大体一致した見方を示していた。

金山区住民の態度変容については、次のことが指摘できる。

- ① 積極的賛成派の T1～T2 における微増と T2 以降の減少
- ② 消極的賛成派はかなり減少したが、消極的反対派の減少は全体を通じて小さい
- ③ 無関心派の全体を通じた減少傾向と T3 以降の急激な減少
- ④ 積極的反対派の全体を通じた増加傾向と T2 以降の急激な増加

T2 までは賛成派と反対派は拮抗していたが、その後の反対派の急増によって、ゴルフ場建設否認の合意が形成された。また、T1 と T4 の比較で、賛成派にはほとんど違いが無いので、反対派が消極的賛成派および無関心派を取り込んだものと考えられる。

(2) 態度変容要因としての情報提供と情報交流

態度変容の強力な促進要因として、金銭等の提供が挙げられる。例えば、土地売却を拒む地権者に対しては、当初より高めの買収価格を提示したり、区住民に対しては、より充実した還元施設の建設を約束したりすることである。しかし、本紛争の場合、土地売却を拒んだ地権者に、高めの買収価格が提示されたことは無かったことが、地権者へのインタビューから明らかになっている。また、還元施設の計画が明らかになったのは、紛争から 160 日余りも経過してからであり、その後計画が変更されるまでもなく紛争が終結しているので、還元施設の充足も行われていない。

以上から、本紛争における住民の態度変容要因は、情報提供と情報交流が中心であったと考えられる。原科（1993）は、紛争過程に投入される情報の分析概念として、事実情報と価値情報の 2 つを挙げることができるとしている。事実情報は計画の内容を知らしめ、計画による利害を判断するために参照される情報である。一方価値情報とは、人々が計画のいろいろな側面をどの様に判断しているかといった情報である。本研究での対象事例で言えば、7/25 に開催されたゴルフ場説明会における情報提供は、ゴルフ場計画の噂などにより個々に住民が形成していたゴルフ場計画に対するイメージを共通のものに訂正した適切な事実情報と言える。また、紛争初期の集団形成期では個人的利害に基づいて態度規定していた住民が、総会等での議論を経て地域的利害も考えるようになったと推察されるが、この背景には地域的利害を重視する人との価値情報の交流があったと考えられる。以下では、態度比較の各時点間における情報提供・情報交流と態度変容の関係について分析する。

(i) T1～T2

最初の T1 時点で示される態度は、ゴルフ場計画に関する公式の情報は無く、他の住民との情報交流が余り行われていない時期であるので、個々の計画イメージに依拠した個人的利害に拠るところが大きいと思われる。この場合、計画地域に土地を所有しているとか、計画地域を水源とする農業用水を使用しているとかいった個人的事情が態度に反映される。事実、積極的賛成派の大部分は地権者やその知人であり、積極的反対派の大部分は営農者であった様である。ただし、地権者であって営農者でもある住民も存在したが、こうした人々の態度がどちらかに偏っているということは認められなかった。

また、区役員の大部分は、この時点から積極的反対派に属していた。インタビューによると、農薬の環境リスクや水源地破壊などの環境破壊、森林災害の危険性増大などが反対理由として示された。なお、役員の中にも地権者は存在したが、その立場上個人的利益よりも地域全体の利害を考慮する誘因が働いたものと考えられる。

T1～T2 に提供された主な情報は表 3-2-3 の通りである。2/11 の定期総会と 4/8 の臨時総会は全ての住民が参加可能な情報提供機会ではあったが、いずれも賛成派や事業者が一方的にゴルフ場計画の説明を進めるなどしたため反対派が反発し、十分な情報提供が行われなかったばかりか、ゴルフ場ができた場合の問題を議論するような価値情報の交流には至らなかった。また、5/6 に区の自警団が中心となりゴルフ場開発推進の嘆願書集めに各戸を訪問したことは、反対派の反発を呼んだ上、多くの住民に事業者迎合した賛成派住民の勝手な行動と捉えられ、事業者と賛成派に対する不信感を招いた。なお、6/3 のゴルフ場計画の存在に関する新聞報道や、6/26 のゴルフ場建設反対を呼びかける政党のビラといった情報は、インタビューした住民の記憶にも余り残っておらず、態度規定への影響は小さかったと思われる。

T2 時点の 7/25 第 1 回ゴルフ場説明会では、函面等を用いたゴルフ場計画に関する網羅的な説明が初めて行われた。T2 までの間は、噂などに基づいて住民は個々にゴルフ場計画に関するイメージを形成し、態度を規定していたと思われる。ゴルフ場説明会での提供情報は、そうした個々のイメージが共通のものに訂正されたという意味で重要な事実情報であり、イメージと事実乖離のあった住民の態度変容を促したと考えられる。ただし、環境への影響評価は建設への同意を得てから始めるとのことで、反対派が要求する農薬の環境リスクや森林災害の危険性に関する情報提供はなされなかった。その代わりに、事業者はゴルフ場で使用される農薬は塩より安全との説明を行ったが、こうした説明は必要以上に安全性を強調するものと捉えられ、受け入れられなかった。また、ゴルフ場説明会は事業者の話聞くだけの機会と位置づけられたため、情報交流の場にはならなかった。

T1～T2 の態度変容の程度はそれ以降に比べて低く、賛成派と反対派の力関係が拮抗したまま推移しており、対立状態が激しくなったことがうかがえる。T2 時点においてゴルフ場計画の内容が大体明らかになったが、環境への影響などゴルフ場ができた場合の問題に関しては情報提供がなされなかったため、「賛成」から「反対」、「反対」から「賛成」といった態度の転換を行った住民は少なかったものと予想される。「賛成」「反対」とともに、少しずつ属する住民の割合を増やしているが、これはそれぞれ「無関心派」を取り込んだものであろう。また、依然として 2 割弱の「無関心派」が存在するのは、態度を規定するための情報が不足していることを意味すると考えられる。さらに、この期間において情報交流の場はほとんど設けられていないため、価値情報の交流機会が実質的に存在しなかった。よって、多くの住民は個人的利害に基づく態度規定を行ったと思われる。

(ii) T2～T3

住民が態度を規定する際に、農薬の環境リスクや森林災害の危険性を判断材料に含める必要があると考えていた積極的反対派は、8/20 に井ノ口川上流水域保全会を結成し、そうした危険性を訴えるリーフレットを作成して各戸に配布した。本リーフレットにおいては、金山区周辺の地質が花崗岩質であることから井ノ口川の水量の季節変動が激しいことや、歴史的には水害を幾度も発生させてきたとの独自の調査結果を公表し、そうした河川の上流にゴルフ場を建設して夏季に多量の水を使用することや農薬を使用することは危険が大きいと訴えた。本情報は厳密な意味でのリスク・アセスメントではないが、金山区固有の状況を踏まえた調査を行っていることなどから支持を集め、無関心派や消極的反対派の態度変容に寄与したとの指摘が、インタビューした住民によりなされた。また、事業者と一緒に行動しているように見える賛成派が不信感を招いていたのに対し、自ら調査を行って必要な情報を生産してみせた反対派は信頼を集め、農薬の環境リスクや森林災害の危険性などの不確実性に関する判断に同調する住民が増えたとも考えられる。

また、T3 時点には臨時総会が行われ、これが初めての情報交流の場であった。この臨時総会は、積極的賛成派である区長が一方的に権限を行使し開催されたものであつ

表 3-2-3 T1～T2 の主な情報提供

日付	提供方法	内容
2/11	定期総会	質問に答える形で、区長がゴルフ場計画の存在を説明
4/8	臨時総会	事業者がゴルフ場計画の説明を一方的に進めたことから中断
5/6	自警団が各戸訪問	ゴルフ場開発推進の嘆願書集め
6/3	地元新聞	ゴルフ場計画の存在
6/26	政党	ゴルフ場問題の解説と建設反対の呼びかけ
7/25	第 1 回ゴルフ場説明会	図面等を用いたゴルフ場計画の説明

て、反対派が望んだものではなかったが、結果的に反対派がその理由を公式に述べて無関心派や消極的賛成派を説得する機会となった。反対派が農薬の環境リスクや森林災害の危険性など地域的損失の点から反対理由を述べたのに対し、賛成派は地域的利益を具体的に説明することができなかった。以上のような価値情報の交流以外にも、住民同士が計画の内容などについて知っていることを話し合うことによって、事実情報の確認も行われた。

T2～T3 では積極的反対派が急激に増加する一方、他の4集団はいずれも減少している。賛成派の減少は「賛成」から「反対」への態度の転換を行った住民が居たことを意味しており、農薬の環境リスクや森林災害の危険性などに関する情報が生産されて公開されたことや、価値情報の交流が行われたことが、こうした態度変容を促したものと考えられる。また、反対派が自ら調査を行うなどの行動を通して信頼を集めたのに対し、賛成派は情報交流の場において地域的利益の点から賛成理由をうまく説明することができず、さらに信頼を失って行ったことも要因の1つであろう。ただし、T3時点で依然として15%強の無関心派が存在し、T2時点から余り減少しておらず、もし賛成派が無関心派を全部取り込めば、反対派と拮抗する状況ではあった。

(iii) T3～T4

T3～T4 の主要な情報提供・情報交流の機会は、T4 時点の臨時総会のみであった。本総会もまた、積極的賛成派である区長が一方的に権限を行使し開催されたものであって、反対が望んだものではなかったが、本総会では重要な決議がなされた。つまり、「ゴルフ場建設には80%以上の区民の賛同を必要とする」というもので、T3時点の賛成派住民の割合からみても、ゴルフ場建設に区として同意することは事実上不可能となった。そのため、これ以降積極的賛成派がゴルフ場建設のための総会の開催を要求することは無くなり、紛争は一応終結した。

本決議で重要であったのは、ゴルフ場建設自体に対する賛否を決したのではなく、ゴルフ場建設を認めるか否かの決め方を決めた点にある。この決議を通して、ゴルフ場建設計画は住民参加の下で明確な手続きに従って決める、ということが明らかとなった。結果としてT4時点では、無関心派が1割弱に減少し、反対派が6割強を占めるに至っているが、これはこの決め方に対する賛同も含むものであろう。

3-2-6 リスク・コミュニケーションの成立条件の考察

本紛争事例は、第3次ゴルフブームと呼ばれた1980年代中頃に発生したものであり、当時のゴルフ場許認可プロセスでは、環境影響の評価などが行われる前の段階で、地元住民の同意取得が行政的に課せられていた。当時はゴルフ場の芝の管理に使用される農薬の環境リスクが社会的関心を集めていた時期でもあり、施設立地周辺地域の住民の関心も高く、立地紛争の主要な争点となった。科学的なリスク情報を収集することに加え、リスク判断に関する合意を形成していくことがリスク・コミュニケーションであるが、本事例におけるリスク・コミュニケーションは、住民が要求し必要な条件を整備することで初めて可能となった。

まず、ゴルフ場で使用される農薬のリスク評価に関しては、本事例で提供された情報は極めて限定的であった。事業者がこの点に関して提供した情報は、ゴルフ場で使用される農薬は塩より危険性が小さいから安全だ、というものであった。ところが、当時農薬に関して懸念されていた影響は発癌性や催奇性などであって、塩の危険性との比較は全く的外れなものと捉えられた。

これに対して、多くの住民に重視されたのは、井ノ口川上流水域保全会が調査してリーフレットで公開した情報であった。すなわち、金山区周辺の地質が花崗岩質であることから井ノ口川の水量の季節変動が激しいことや、歴史的には水害を幾度も発生させてきたとの調査結果から、そうした河川の上流にゴルフ場を建設して夏季に多量の水を使用することや農薬を使用することは危険が大きい、とするものであった。

環境リスクの程度は、人の健康などへの影響の大きさとそれが生じる確率の積で表される。本事例の紛争解決過程を通して、人の健康などへの影響については、計画に即した定量的な評価が行われることはなかった。一方、被害が生じる確率については、数値として表されたわけではないが、金山区周辺はそうした確率が相対的に大きい地域であることが、井ノ口川上流水域保全会により示された。結果としての多くの住民のリスク判断は、T2～T3の態度変容の様子やT3における価値情報の交流をみると、井ノ口川上流水域保全会に同調するものであったと考えられる。その理由として、賛成派住民を扇動するような事業者の行動が不信感を招いていた一方で、井ノ口川上流水域保全会の調査をして必要な情報を生産するという真摯な行動が信頼を集めたことが挙げられる。そもそも情報が限定されていた中で、信頼に足る情報が採択された結果であると言えるだろう。

また、リスク判断を形成するには、価値情報を交流する場が必要であった。価値情報の交流が公開の場で行われなかったT1～T2では余り態度変容が発生していないが、そうした場が設定されたT2以降では、「無関心派」から「反対派」と「賛成派」から「反対派」への態度変容が多く発生してT4における実質的な合意に至っている。第3-1項で述べたように、科学的合理性に基づいてリスク判断を決めることには限界があ

るから、リスク判断の正しさは社会的合意により担保される必要がある。紛争状態において判断が対立している場合には、リスク判断に関する価値情報の交流を通じた態度変容が発生が、合意形成の条件である。

こうした価値情報の交流の場には、利害関係者が参加して対等に意見を述べることをできなければならない。寄本（1983）は、ムラ的な地域社会が生きているところでは、当該地域の有力者や地主の同意を得られるか否かが最大の決め手となり、このような情報交流は色々な原因からうまく機能しないと指摘している。本事例でそうした事態を回避できた理由としては、区役員の過半数が反対派であったため、区長が積極的に賛成しているにもかかわらず、反対派の意見をきちんと述べることができたことが挙げられる。言わば偶然に適切な情報交流の場が設定されたとも言えるが、どんな場合でも自律的にその様な場が創り出されるとは限らないので、行政側がそのような場を準備することも必要であるかも知れない。例えば、原科（1983）によると、山形市での住民参加会議の事例において、電子投票器を用いた会議を行い、建設的な方向への態度変容が促進されることが示されている。この会議の場合、各自の匿名性が保証されるので、地縁に基づく力関係や人間関係を気にする必要が無い。こうした工夫は、一部の有力者に会議の動向が左右される傾向がある場合には有効であろうと思われる。

最後に T4 の臨時総会における「ゴルフ場建設には 80%以上の区民の賛同を必要とする」という決議は、リスクに関する合意形成に関して重要な示唆を与えるものである。1 つは、当時はゴルフ場建設可否の判断に関して、環境リスク面も含めて十分な情報が無かったので、それ自体の判断は留保した点である。いま 1 つは、今後のゴルフ場建設の可能性は残しつつ、将来のその判断は住民参加の下での明確な手続きの下で行うことを決めたことである。適切なリスク判断を形成するのに必要な科学的情報が不十分であったことと、リスク判断は利害関係者が参加したリスク・コミュニケーションを行って合意する必要があることを本事例は示していると考えられる。

3-3 不信感の合意結果への影響

3-3-1 合意結果に影響する要因

前述のように、どの程度のリスクであれば受容可能かという判断は、価値判断を含むものである。その正しさを科学的合理性に求めることには限界がある。よって、その正しさは社会的合理性と言うべきものにより支えられる必要があり、社会的に合理的であることは社会的合意により担保される。利害関係者の参加の下で、リスク判断に関する合意を形成していく過程をリスク・コミュニケーションと呼んだが、結果として生じるその判断には、どのような傾向や特徴が見られるかを検討することがここでの目的である。

容易に予想される問題は、非専門家である住民が余りにも安全を望むために、社会活動に多くの制約が課せられるようになり、かえって全体の（社会的な）厚生水準を低下させてしまうというものである。渡辺と林（2003）は、廃棄物処理施設のダイオキシン排出基準に関して、余りにも厳しい排出基準が、高性能な施設を要求することでコストを高騰させ、資源配分上の効率性を損なっていると指摘している。確かに、安全のためにコストをかけたり、活動を制約したりすることは、その成果が目に見える形で現われて来なければ、効率性を損なうように見えよう。

しかし、厚生経済学におけるコースの定理は「当事者間の交渉に取引費用が必要とされない場合、損害賠償責任のルールが決まってさえいれば、損害賠償責任の所在に係らず、交渉による解決が社会的費用の最小化を実現する」ことを示している（常木 2002）。よって、適切なリスク・コミュニケーションの結果生じた受容可能なリスク水準に関する判断や、リスクへの対応を講じることは、一概に効率性を損なうとは言えない。ただし、環境リスクは損害発生の可能性であり、顕在化した被害ではないから、環境リスクに関する損害賠償責任のルールが何であるかが問題である。

環境リスクは将来において人の健康などに悪影響を及ぼす可能性であるとともに、本研究で対象とする化学物質に予想される影響には、蓄積性や催奇形性などの将来世代に関わるものが含まれる。よって、環境リスクに関する損害賠償責任のルールには、将来世代への影響を視野に入れなければならない。その影響に対しては不確実情報の中で対応せざるを得ないので、これを予防的に回避しようとする考え方として予防原則がある（鬼頭 2000）。

リオ宣言第 15 条を引用すれば、予防原則の基本概念とは「重大かつ不可逆的な損害が生じる恐れがある場合には、完全な科学的確実性が欠けていることを理由に、環境破壊を防止する費用対効果の高い予防的措置をとるのを延期すべきでない」ことである。科学的な不確実性への予防的対応を意味し、2000 年の欧州委員会の「予防原則に関する欧州委員会通達」では、予防原則適用のガイドラインとして、新しい科学的デー

タに照らして措置を再検討することや、リスク評価に必要な科学的証拠を提出する責任、さらに措置を講じた場合と講じない場合とで期待できる費用やコストを検討すること、などが挙げられている。つまり、不確実性が認められる事象への対応に関して、漸近的改良を指向するポリシーと解することができる。

ただし、予防原則を政策立案に予防原則を適用する際には、不確実性の要因に関して次のような整理が必要である。リスク事象については、被害発生 の程度（リスク評価）に関する不確実性と、被害が発生した場合の因果関係の立証可能性に関する不確実性といった、科学的知見の不足によるものがある。また、実際の被害発生については、以上のようなリスク事象に関する不確実性に加え、リスク管理主体に関する不確実性、つまりリスクを被る側から見た場合の信頼性を含む（図 3-3-0）。

リスク認知研究では 1990 年代以降信頼性の重要性が強調されるようになり、社会的信頼をメインテーマとするリスクマネジメントの国際会議（The 1st Bellingham International Social Trust Conference, 1996; 2nd, 1997）も開かれている（中谷内 2003）。こうした研究で得られている知見の 1 つは、リスク・コミュニケーションがうまく機能しないのは、リスク管理機関に対する信頼が欠如しているためというものである。さらに Millstone ら（2000）が世論調査を基に指摘しているのは、実際に低下しているのは政府（メッセージの送り手）への信頼であって、科学に対する信頼が損なわれているわけではないというものである。よって、渡部ら（1994）が指摘するように、リスク管理主体の信頼性が否定的に評価されているときに、リスク評価の正確さや安全技術の高さなどリスク事象への万全の対応をアピールしても、不確実性が低減したとは認識されにくいと考えられる。

本章では、科学的に評価されるリスク水準の他に、図 3-3-0 に示すような不確実性が合意結果に影響を及ぼす要因と考え、特に事例分析ではリスク管理主体に関する不確実性に注目し、合意結果に与えた影響を考察する。こうした捉え方は、各国の予防原則の考え方にも現れていると考えられ、例えば米国行政管理予算局グラハム長官が 2002 年に行った「リスク評価とリスク管理における予防の役割：米国の考え方」と題する講演では、手続き的なセーフガードが組み込まれる必要性について言及している。また、ヨーロッパ環境庁の“Late Lessons from Early Warnings: the Precautionary Principle 1896-2000” では、規制主体が経済的・政治的な特定の利害から独立していることが必要であると述べられている。

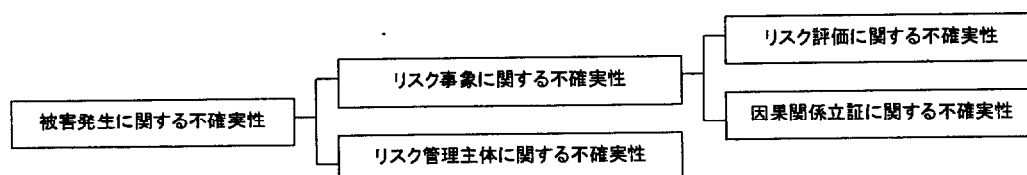


図 3-3-0 合意結果に影響する要因

3-3-2 豊島紛争における合意形成過程

(1) 豊島産廃不法投棄事件の概要

香川県豊島は、小豆島の西方約3.7kmに位置する瀬戸内海の小離島の1つ(図3-3-1)で、面積は約14.6km²、周囲は約19.8kmである。この豊島の西端海岸部に、1970年代終わりごろからシュレッダー・ダストを主とする産業廃棄物が野焼き・投棄され始め、警察による摘発を受ける1990年までに、約43万トンもの産業廃棄物が不法に投棄された。汚染された土壌約8万トンを含めると、総量約51万トン(約46万m³)もの廃棄物が1999年3月時点でも放置されたままとなっていた(図3-3-2、図3-3-3)。

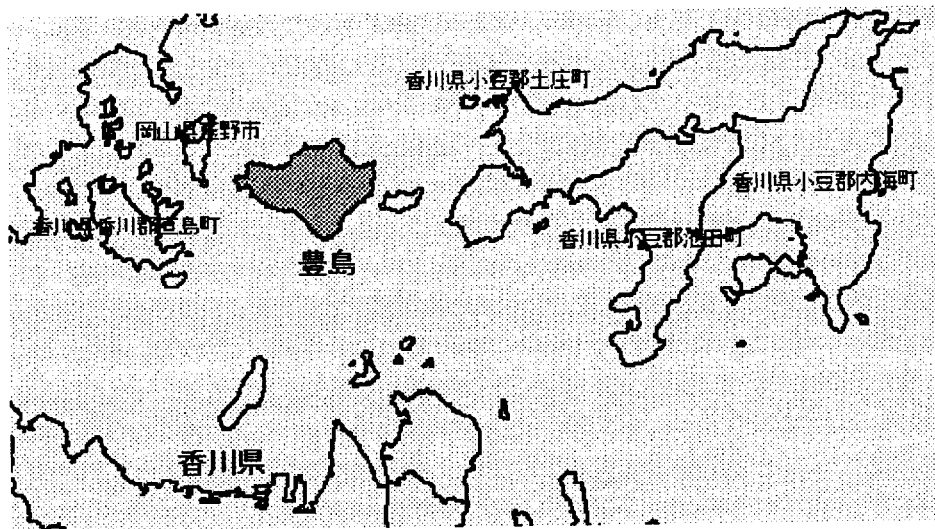


図 3-3-1 豊島の位置

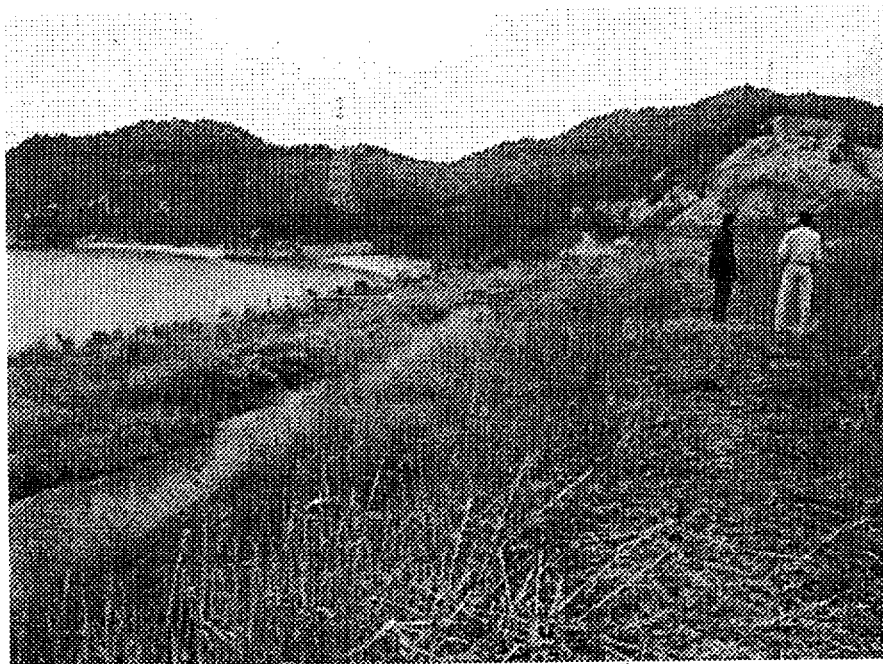


図 3-3-2 豊島の産廃不法投棄現場^{※ 3-3-1}

(海岸面から人が立っているところまで、全て不法投棄廃棄物)

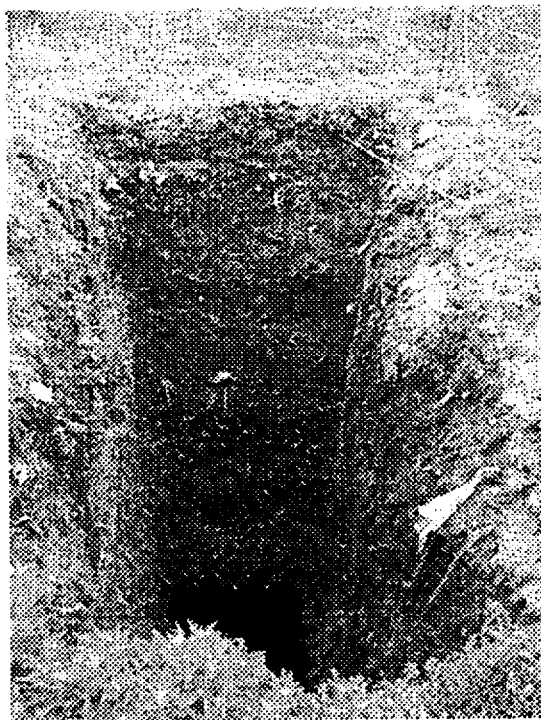


図 3-3-3 不法投棄された産業廃棄物^{註 3-3-1}
 (約 5m 程度掘ると黒い水が染み出してくる。地面に見えるのは全て廃棄物。)

公害等調整委員会調停委員会によると（公害等調整委員会、1996）、当該廃棄物中には重金属や有機塩素系化合物、ダイオキシン等の各種有害物質が相当量含まれており、これら有害物質による汚染は廃棄物層直下の土壌のみならず、処分地内の地下水にも及んでいることが指摘されている。さらに周辺環境への影響については、生物に含まれる濃度が通常より高いと考えられる項目が一部にあり、処分地内の地下水の挙動及び有害物質の挙動を併せ勘案すると、現状においても処分地内の有害物質が海域に漏出しているものと考えられ、処分地をこのまま放置することは生活環境保全上の支障を生ずる恐れがあるので、早急に適切な対策が講じられるべきとされた。

豊島紛争とは、不法投棄を行った事業者、廃棄物の処理を委託した排出事業者、及び香川県に対し、不法投棄廃棄物の撤去と、県が責任を認めた上で謝罪することを、地元住民らが求めたものであり、1993 年より公害等調整委員会における調停が継続された。現時点においては、不法投棄問題としての印象が専らであるが、1970 年代は産業廃棄物処分場の立地問題としての性格が強く、1990 年まで事業者の脱法的行為が放置された事実と、その後の県の対応に対する不満から信頼関係が崩壊し、現在に至っても合意に基づく解決が困難となった事例である。また、不法投棄廃棄物の処理方法に関しては各種有害化学物質の環境リスクが争点となり、合意を困難にしてきた側面もある。ここでは、事件の発端となった廃棄物処分場の立地申請から現在までを「立地紛争期」「不法投棄発生期」「合意形成期」に分け、それぞれの期間における当事者の行動と争点について整理を行い、豊島紛争の要因分析を行う。

(2) 立地紛争期

不法投棄を行った事業者が、有害産業廃棄物処理業として許可申請を行ったのは、1975 年 12 月のことである。事業者は当時、現不法投棄現場の土地所有者であった。これに対し豊島住民は、事業者の信用に問題が有るとして反対運動を開始し、翌 1976 年 2 月には住民 1,425 名の署名を集めて、県に反対陳情を行った。その後、事業者は、1977 年 1 月には無害産業廃棄物に申請変更、更に同年 9 月には無害物によるミミズ養殖^{註 3-3-2}に変更し、翌 1978 年 2 月によりやく許可を得た。この間、住民は 1977 年 2 月に「豊島住民会議」を結成して反対運動を組織化し、同年 6 月には産業廃棄物処分場建設差止訴訟を提起した。本訴訟は事業者の許可取得後、1978 年 10 月に和解が成立している。この後事業者は、ミミズ養殖業を隠れみのに使い、大量の産業廃棄物の違法搬入を開始した。

立地紛争期における最大の争点は、「事業者が信用できないから廃棄物処分業としての許可を与えないで欲しい」という住民の主張を、許認可主体である県が、どこまで決定に反映できるかという点にある。現在の産業廃棄物処分場の立地紛争においても、同様の争点がよく見られる。この点に関して、適切な法の執行者であるべき行政としては、北村（1997）や福士（1997）が指摘するように、適法な申請である限り、拒否したり判断を留保したりすることはできないため、住民の主張を無制限に受け入れることは困難である。

本件の場合、最初の申請から許可に至るまで、2 年余りの歳月がかかっており、結果的に事業者が得た許可は、扱うことができる産業廃棄物の種類が特に限定されるものであった。その背景には、住民の主張に配慮した行政指導もあったと推察される。逆に言えば、許認可業務の範囲で行い得ることとしては限界であったかもしれない。現在の産業廃棄物処分場立地過程では、事業者と住民、或いは行政の間での協定締結を促す場合が有り、許可要件に囚われない自主的制約を実現する工夫として位置づけられるであろう^{註 3-3-3}。

(3) 不法投棄発生期

事業者がミミズ養殖業として許可を得た 1970 年代終わりごろから、不法投棄が始まっていたと見られる。事業者は、シュレッダー・ダストを原料名目で安価に購入して有価物（廃棄物ではない）に見せかけると同時に、それを上回る運賃を受け取り、その差額を実質的な処理費用として得る手口で、膨大な量の産業廃棄物を搬入し不法投棄した。現在では脱法行為とみなされる手口であるが、1979 年から 1990 年までの間に、県担当職員が合計で 118 回の立入検査を行っていたにも関わらず、当時としては見過ごされてしまった。この間、住民は、県に公開質問状を提出したり（1984 年 4 月）、行政監察局へ相談に行ったりする（1984 年 10 月・85 年 10 月）など、県の事業者に対

する監督状況に疑問を呈する行動を続けていたが、残念ながら実を結んだとは言えない。そして、1990年11月、兵庫県警が事業者を廃棄物処理法違反で摘発し、豊島の産廃不法投棄事件は周知のこととなった。以上の摘発までの経緯は表3-3-1の通りである。

県の監督不行き届きは、勿論問題とされるものであるが、後の合意形成期から見ると、この期間の最大の問題は、住民の行政に対する不信感が醸成された点にある。結果的に、事業者にミミズ養殖業としての許可を与えたことも、脱法行為を強く取締まらなかったことも、全ては行政不信に繋がっている。これが、合意形成過程において、不法投棄産廃の撤去とは別に、行政の責任を認めた謝罪を住民が要求する要因となっており、合意形成を困難にしている。

表 3-3-1 不法投棄摘発までの経緯^{註 3-3-4}

年	日付	出来事
1975	12/18	事業者が有害産業廃棄物処理許可申請を提出
1976	2/23	豊島住民の反対署名（1,425名）
	2/25	香川県への反対陳情
1977	1/12	事業者が無害産業廃棄物に申請変更
	2/23	香川県知事許可方針表明
	2/27	産業廃棄物持ち込み絶対反対豊島住民会議結成
	3/1	香川県議会に建設中止要請
	3/4	515名県庁へ反対デモ
	3/24	香川県議会が豊島住民の建設中止要請を採択
	6/28	豊島住民が産業廃棄物処分場建設差止訴訟提起
	9/16	事業者が無害物によるミミズ養殖に申請変更
1978	2/1	香川県が事業者にミミズ養殖を許可
	10/19	事業者と原告豊島住民 584名との和解成立
1981	2/27	香川県、土庄町、豊島住民が廃棄物処理場を立入調査
1982	4/16	豊島住民が廃棄物処理場を立入調査
1983		野焼きに関する苦情が激増
1984	4月	豊島住民会議が公開質問状を香川県に提出
	7月	香川県から公開質問状回答
	10月	豊島住民から行政監察局へ相談
1985	10月	豊島住民から行政監察局へ相談（再度）
1986	3/8	自治会役員会において喘息の発生が多いとの指摘
	6/9	事業者が金属回収業（有価物）への事業変更の申し入れ
	11/2	事業内容変更について豊島で住民投票（96%が反対）
1990	11/16	兵庫県警が事業者を廃棄物処理法違反で摘発
	11/22	豊島3自治会が操業停止の申し入れ
	11/28	廃棄物対策豊島住民会議結成
	12/20	香川県が「産業廃棄物の不法処分」と見解変更

(4) 合意形成期

1990年に事業者が摘発されて以降、放置された膨大な廃棄物をどう処理するかということが、早急な対応が必要とされる重要な問題となっている。当初は、合意形成に必要な調整の場がなく、住民は県に廃棄物の撤去を要請し、県は事業者にその措置命令を行うという一方通行の関係が続いたが、1993年に住民が公害調停を申請したことで、関係主体が一堂に会し相互調整を行う場が形成された。1997年7月に調停における中間合意が成立してからは、豊島廃棄物等処理技術検討委員会（以降、技術検討委員会）が設置され、放置された廃棄物への具体的な対策方法が検討された。1998年7月に、技術検討委員会の最終報告がなされてからは、調整の場は再び公害調停が中心となった。2000年3月には、豊島の西側に位置する直島町が撤去された廃棄物の中間処理施設の受け入れを表明し、2000年6月にのべ36回の公害調停を経て最終合意に至った。

公害調停において見られた最初の争点は、廃棄物の撤去の必要性であった。撤去の必要性を否定する県と、将来の被害発生に対する不安を理由に撤去を求める住民が対立したため、公害等調整委員会調停委員会（以降、公調委）から客観的な調査の提案がなされ、1994年12月から翌年3月にかけて実施された。この結果、処分地をこのまま放置することは、生活環境保全上の支障を生ずるおそれがあるので早急に適切な対策が講じられるべきであるとの指摘がなされ、これ以降撤去も視野に入れた措置が協議されることとなった。また、本調査結果は、1992年に香川県が独自に実施していた調査結果と余りにもかけ離れたものとなったため、前述の住民の県に対する不信感を強化する結果ともなった。

次なる争点は、「誰がどのような対策を行うか」ということと、「誰がその費用を負担するか」ということであった。対策方針については、1995年7月18日に公調委から7つの対策案（表3-3-2）が提示され、県は当初投棄現場における廃棄物の遮蔽を中心とする環境保全案を支持し、投棄現場での無害化処理と島外での最終処分を求める住民側と対立した。これに対し、公調委は、住民が撤去を求めている公害調停において調停案となり得ないこと等を理由として県に再考を促し、更に1996年12月に厚生省が財政的・技術的支援を行う意向を示したことから、1997年1月に県は中間処理に臨む方針に転換した。また、費用負担については、事業者・廃棄物排出事業者・県・国の4者によりなされる方向で協議された。2000年6月の最終合意においては、豊島の西側に位置する直島に建設する中間処理施設において、廃棄物を焼却・溶融してスラグ化して再生利用することが決まった。なお、豊島からの廃棄物の撤去・中間処理には約10年を要し、費用は総額で約490億円になると言われる（香川県試算）。

最後の争点としては、住民が要求する「県が責任を認めて謝罪すること」が挙げられる。合意形成期当初から、住民が県の責任を追及してきたことに対し、県は「法的

責任は一切無い」とする姿勢を崩していなかった。1997年7月に成立した中間合意は、「謝罪」の点で最終合意に至らない状況を考慮しての代替的措置であった。住民は、最終合意の条件として県の謝罪を要求することを明確にしており、この点に関して県との対立は依然として厳しいものであった。しかし、2000年5月に香川県知事が最終合意案に正式な謝罪を盛り込む考えを明らかにしたことから、2000年6月に最終合意が成立した。以上の合意形成過程における関係主体の行動をまとめたものが表 3-3-3 である。

表 3-3-2 対策案の概要^{註 3-3-6}

対策案の概要		中間処理	概算費用
島外処分	1 処分地に投棄されている廃棄物及び汚染土壌を処分地内で中間処理し、その後島外に搬出して、島外の管理型最終処分場において最終処分する。 廃棄物及び汚染土壌の掘削・搬出期間中においては、浸出水の水処理を行う。 掘削・搬出・中間処理期間中は、処分地及びその周辺を対象とした水質及び大気等のモニタリングが必要となる。	a. 焼却＋セメント固化等 b. 溶融	a.151 億円 b.167 億円
	2 処分地に投棄されている廃棄物及び汚染土壌を島外に搬出し、島外で中間処理を施した後に管理型最終処分場において最終処分する。 廃棄物及び汚染土壌の掘削・搬出期間中においては、浸出水の水処理を行う。 掘削・搬出期間中は、処分地及びその周辺を対象とした水質等のモニタリングが必要となる。	a. 焼却＋セメント固化等 b. 溶融	a.157 億円 b.178 億円
	3 処分地に投棄されている廃棄物及び汚染土壌を島外に搬出し、現状のまま島外の遮断型最終処分場において最終処分する。 廃棄物及び汚染土壌の掘削・搬出期間中においては、浸出水の水処理を行う。 掘削・搬出期間中は、処分地及びその周辺を対象とした水質等のモニタリングが必要となる。	なし	191 億円
処分地内処分	4 処分地に投棄されている廃棄物及び汚染土壌を処分地内において不溶化を目的とした中間処理を行うとともに、処分地を管理型最終処分場に改変整備し、当該処分場において最終処分する。 廃棄物及び汚染土壌の掘削・移動～管理型処分場への改変～管理型最終処分場が閉鎖されるまでの期間においては、浸出水の水処理が必要となる。 管理型最終処分場が閉鎖されるまでの期間は、水質及び大気等のモニタリングが必要となる。	a. 焼却＋セメント固化等 b. 溶融	a.134 億円 b.155 億円
	5 処分地に投棄されている廃棄物及び汚染土壌を島外で中間処理し、その後再度処分地内に搬出し、処分地を改変して整備した管理型最終処分場において最終処分する。 搬出期間中から管理型最終処分場が閉鎖されるまでの期間においては、浸出水の水処理が必要となる。 管理型最終処分場が閉鎖されるまでの期間は、水質のモニタリングが必要となる。	a. 焼却＋セメント固化等 b. 溶融	a.173 億円 b.190 億円
	6 処分地に投棄されている廃棄物及び汚染土壌を処分地内で掘削・移動しながら処分地を遮断型最終処分場に改変し、当該処分地において最終処分する。 最終処分されるまでの期間中は、浸出水の水処理が必要となる。 遮断型処分場に最終処分されるまでの期間中は、水質等のモニタリングを実施する必要がある。	なし	173 億円
	7 処分地において廃棄物の現状に変更を加えることなく遮水、揚水等の環境保全措置を講ずることにより、有害物質による環境への影響を防止する。 外部の水位より低い状態を維持するため、長期継続的に揚水するとともに、揚水した地下水は水処理する必要がある。 長期間にわたって水質等のモニタリングを実施する必要がある。	なし	61 億円

表 3-3-3 合意形成過程における各主体の行動^{註 3-3-6}

年	日付	出来事
1990	12/24	産業廃棄物島内持ち込み反対署名（島民の 92.3%）
	12/28	香川県が事業者に対し撤去等の措置命令
1991	1/23	事業者ら廃棄物処理法違反容疑で逮捕
	5/22	香川県議会に早期撤去等の陳情提出
	7/18	事業者有罪判決
1992	8/10	香川県知事に撤去等要請書提出
	11/2	香川県と土庄町に対し産廃を放置したままの再開発反対の申し入れ書提出
	12/24	香川県ポーリング調査
1993	6/20	香川県知事と豊島住民代表対談
	8/31	調停申立ての委任状集計
	11/4	仮差押、仮処分申立
	11/11	公害紛争処理法に基づく調停申請
	11/15	調停参加申請
	11/22	香川県が事業者に止水壁設置などの措置命令
1994	3/23	公害調停開始
	5/31	香川県が措置命令不履行で事業者を告発
	12/20	公害等調整委員会調停委員会（以降、公調委）が現地調査開始
1995	6 月	公調委が調査の最終報告
	7/18	公調委が 7 通りの解決案を提案
1996	2/26	豊島住民が事業者の和解違反による損害賠償を求めて提訴
	6/4	事業者の和解違反による損害賠償請求訴訟開始
	8/4	菅厚生大臣が豊島を視察
	9/26	香川県が解決案の第 7 案（現地に産廃を封じ込める）を選択すると表明
	11/24	豊島住民が住民大会で解決案の第 1 案（中間処理後に島外撤去）を選択することを決定
	12/26	事業者の和解違反による損害賠償請求訴訟につき、高松地裁が事業者に産廃の撤去と賠償を命じる判決
	12/27	厚生省の補助金の決定を受け、香川県が第 7 案をやめ第 1 案に方針を転換
1997	1/31	公害調停で香川県が中間処理を行うことを正式に表明
	3/20	豊島住民大会で香川県の「謝罪と産廃島外撤去」の方針を承認
	3/31	公害調停で住民が「県の謝罪と産廃島外撤去」を要求し、合意延期
	4/25	香川県が「謝罪」と住民の技術検討委員会への参加を拒否
	5/15	公調委が最終合意案を住民に提示
	5/21	豊島住民が最終合意案を拒否し、再考を求める意見書を公調委に提出
	6/9	公調委が中間合意案を正式に文書で提示
	6/16	香川県が中間合意案の受け入れを公調委に回答
	6/22	豊島住民が中間合意案の諾否を延期
	7/13	豊島住民が中間合意案の受け入れを決め、中間合意成立
	7/22	豊島の産廃中間処理調査に 2,250 万円の予算が内示

表 3-3-3 合意形成過程における各主体の行動^{註 3-3-6}(続)

年	日付	出来事
1997	7/31	豊島産廃の中間処理に向け、公調委・住民・香川県の 3 者の初会合が開かれ、技術検討委員会に住民が同席することを承認
	8/7	技術検討委員会第 1 回会合：98 年 3 月を目標に具体的な処理方法と処理プラントの整備計画をまとめることを決める
	9/28	環境保護団体グリーンピースが豊島を視察
	10/21	技術検討委員会の委員が豊島を視察
	11/12	技術検討委員会第 3 回会合：中間処理方法について協議
	12/18	公害調停にて、産廃排出企業 21 社中 2 社と住民との間で調停が成立。企業 2 社は、産廃の撤去費用と慰謝料として約 1 億円の解決金を住民側に支払う
	12/20	98 年度予算大蔵原案で豊島の産廃中間処理プラントの施設整備が認められる
	12/25	技術検討委員会第 5 回会合：処理業者から処理方式についてヒアリング
1998	1/17	技術検討委員会第 6 回会合：処理実験の方法を固め、2 月中にも実験を開始することに
	1/27	産廃排出業者の一部が解決金を住民側に支払うことで合意になったことについて、香川県が公調委に遺憾の意を表明
	2/2	香川県は豊島の廃棄物対策費として中間処理プラント調査設計費など 13 億円あまりを、98 年度一般会計予算案に盛り込む方針を決めた
	2/4	公害調停にて、産廃排出企業の内調停未成立の 19 社中 7 社が、住民側に約 7,000 万円の解決金を支払うことで合意
	2/6	豊島住民 50 名が香川県庁を訪れ、30 万人の署名とともに知事に謝罪を要求
	3/5	産廃排出企業の内調停未成立の 12 社中 2 社が、住民側に約 2,000 万円の解決金を支払うことを決定
	3/17	技術検討委員会は各地で進められている処理実験の日程を発表し、夏頃に処理方式の結論を出すとした
	5/22	技術検討委員会第 12 回会合：産廃処理期間中の周辺海域への有害物質流出を計画を決定
	6/17	技術検討委員会は中間処理施設建設のため、現地のボーリング調査を開始
	7/27	技術検討委員会は中間処理方法を 4 種類併記した最終報告書案をまとめた

(5) 豊島の合意形成への不信感の影響

豊島の不法投棄問題の解決を困難にした争点は、次の2つである。1つは、不法投棄された産業廃棄物の処理方法であり、産廃に含まれる各種有害化学物質の環境リスクへの対応方法が問題とされた。いま1つは、香川県の事業者に対する監督責任を問うもので、当初香川県がこの責任を認めなかったため、豊島住民との関係が悪化しただけでなく、産廃の処理方法に関する合意形成が難しくなった。

リスク判断という意味では、最終的に合意された処理方法が問題となるが、選択肢としては表3-3-2の公調委から示された7つが存在した。香川県が当初選択した案は、費用が最も少なくて済む現場における遮蔽措置（案7）であったが、その方法で有害化学物質の漏出が完全に防げるかについて疑問との指摘が住民からなされていた。一方、住民が主張したのは案1～3の島外処分であり、中でも産廃を熔融処理により無害化することを望んでいた。最終的に合意されたのは、島外（豊島の隣の直島）で熔融処理を行って無害化し、生成したスラグを建材などに再利用するという案2を発展させたものであった。ただし、処理に要する費用は香川県の試算で総額約490億円にのぼり、当初の概算より大幅に上昇した。

リスク事象への対応という意味では、遮蔽措置によりリスク因子の外部流出が確実に防げるのであれば、無害化処理に比べて遮蔽措置が劣ることはない。しかし、結果として遮蔽措置が選択されなかった理由としては、現状復帰を望む素朴な感情に加え、遮蔽施設を管理する香川県への不信感があった。この不信感は単なる行政不信というものでなく、不法投棄が行われていた1979年から1990年までの間に118回もの立ち入り検査を行いながらも不法投棄を見過ごして来た香川県のリスク管理能力と、本事件への責任を最後まで認めようとしなかった香川県の姿勢に根ざすものであった。

つまり、遮蔽措置を行った場合のリスク管理主体となる香川県に対して、住民は強い不確実性を認知していたと考えられ、無害化処理の選択はそうした不確実性への予防的措置と解することができる。また、最後まで責任を認めようとしなかった香川県の姿勢は、万一被害が発生した場合の対応にも不安を抱かせ、因果関係立証に関する不確実性の認知につながったものと考えられる。

また、効率性の観点や法的な意味での正しさの点では、合意を得ないまでも島内での無害化処理を選択した可能性もあったと思われる。実際に行政の全ての行動が、住民合意の下で行われているわけではない。しかし、本紛争は香川県が責任を認めなかったことから長期化し、住民との感情的対立も激化し、国際的に知られる社会問題にまでなった。その解決に国などが係ってくる過程で、環境リスクへの対応のみでなく、紛争を合意で終結させることも重要となった。つまり、島外に搬出するのに要される費用は合意形成のための費用であり、それが必要とされた原因はリスク判断と同じく合意形成過程で生じた不信感にあったと考えられる。

3-3-3 柏市第二清掃工場立地紛争における合意形成過程

(1) 本事例におけるリスク・コミュニケーションの場

柏市は千葉県の北西部、都心から約 30km に位置し、ベッドタウンとして居住人口が増加し続けていることに加え、商業地としても発展しつつある。人口の伸びに関しては近年鈍化傾向が見られるものの、現在柏市北部に 1 つ存在する清掃工場の処理能力を 2004 年度には超過する見込みであることから、1993 年度に策定した柏市一般廃棄物処理基本計画において、第二清掃工場の建設が計画された。

本清掃工場の立地選定は 1993 年 10 月から 1995 年 12 月にかけて行われ、1995 年 12 月下旬には 1 つの最終候補地が選択され、周辺住民への説明会などが行われたが、住民からは立地選定過程への疑義が提示されて紛争となった。この立地選定過程における問題に関しては、第 4 章において扱う。

立地選定後に柏市は、第二清掃工場環境アセスメント検討会議（以下、検討会議と表記）を設置して、環境アセスメントにおける評価項目や方法の検討を行った。折しも廃棄物焼却施設から排出されるダイオキシンが社会問題となっていた時期であったため、検討会議ではダイオキシンのリスクに関する議論が行われ判断が形成された。また、検討会議終了後から環境アセスメントが実施され、その評価結果を審議するため、環境アセスメント委員会（以下、アセス委員会と表記）が設置されたが、アセス委員会においてもダイオキシンのリスクに関する議論は継続された。これら検討会議とアセス委員会には地元住民も参加しており、これが本事例における主要なリスク・コミュニケーションの場と位置づけられる。

(2) 検討会議におけるリスク・コミュニケーション

検討会議の委員は、学識経験者（5 名）と地元住民代表（14 名）、並びに公募（3 名）で構成され、当初 1996 年 5～6 月に 4 回程度開催し、7 月中旬に環境アセスメントを実施するとの予定であった。しかし、用地選定過程に関する情報交流の場が必要とされていたことから、検討会議は 1996 年 5 月 26 日から 1997 年 4 月 26 日まで、計 18 回にもわたって開催された。これら 18 回の検討会議で、委員から出された意見を分類したものが表 3-3-4 である。なお、ここで抽出した意見は「第二清掃工場環境アセスメント検討会議報告書資料集」の会議要旨において確認できたものであり、表中の意見数は当該会議において出された意見を単純に数えたものであり、長さなどは考慮していない。また、表中の比率は、その分類に属する意見の数が、全体の意見数に占めた割合である。

検討会議は、環境アセスメントにおける評価項目や方法について検討することが目的であったが、初回から第 9 回検討会議までは、用地選定過程に関する情報提供と確認が議論の中心となった。また、第 10 回と第 11 回では、「柏市ごみ処理基本計画」の

表 3-3-4 検討会議における意見の分類

回	日付 ¹⁾	時間 ²⁾ (分)	意見数	会議の 位置づけ	用地選定 問題	ダイオキ シンの リスク	環境アセ スメント	廃棄物 行政	施設整備	合意形成	その他
1	5/26	135	16	19%	25%	6%	6%	6%	0%	0%	38%
2	6/30	150	27	7%	70%	0%	7%	4%	4%	0%	7%
3	7/6	130	14	7%	64%	0%	14%	0%	0%	0%	14%
4	7/13	135	22	27%	36%	5%	0%	0%	0%	0%	32%
5	8/3	150	13	8%	54%	8%	0%	0%	0%	0%	31%
6	8/24	365 ³⁾	20	10%	65%	0%	0%	5%	0%	0%	20%
7	9/14	300 ³⁾	32	13%	66%	0%	0%	0%	3%	6%	13%
8	10/12	270 ³⁾	38	47%	39%	0%	0%	0%	0%	0%	13%
9	11/9	120	24	58%	13%	0%	0%	8%	0%	8%	13%
10	12/7	135	20	0%	5%	0%	5%	75%	0%	0%	15%
11	1/11	140	31	36%	3%	0%	3%	48%	0%	0%	19%
12	2/1	125	25	56%	0%	0%	8%	0%	0%	0%	36%
13	2/15	120	35	40%	0%	3%	20%	0%	0%	3%	34%
14	3/1	120	22	32%	0%	5%	23%	0%	0%	9%	32%
15	3/22	135	26	0%	0%	23%	54%	0%	0%	0%	23%
16	3/29	120	19	5%	0%	47%	11%	0%	16%	0%	21%
17	4/19	120	33	21%	0%	0%	6%	0%	0%	0%	73%
18	4/26	165	34	0%	0%	12%	50%	0%	0%	0%	38%

- 1) 日付は第1回～第10回は1996年、第11回～第18回は1997年
 2) 市による会議資料などの説明時間を含む
 3) 昼食休憩約60分を含む

見直しについて市から説明がなされ、将来のごみ発生量の予測に係る人口予測の妥当性や環境アセスメントの前提となる施設規模、ごみ減量対策の可能性など廃棄物行政に係る議論がなされた。

環境アセスメントに関する検討が遅々として進まないことから、第8回と第9回検討会議において、それまでの検討会議に現れた主に用地選定過程に関する論点を整理し、以降では環境アセスメントに関する検討を開始しようとした。しかし、建設に反対する検討会議委員（地元住民代表）は、用地選定過程に納得が得られてから環境ア

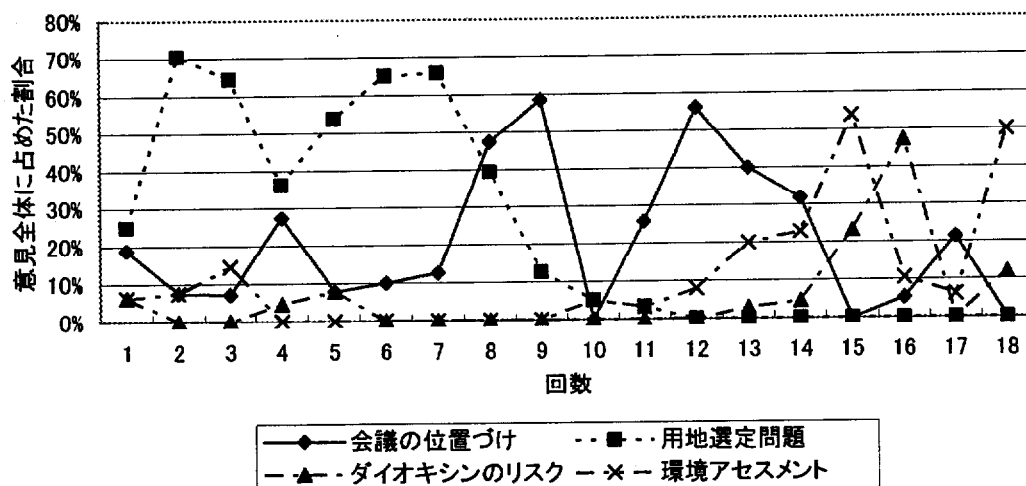


図 3-3-4 議論の移り変わり

セスメントに関する検討に入るべきとしており、第 8 回と第 9 回では検討会議の位置づけや運営方法が議論の中心となった。

また、第 11 回と第 12 回においても、地元住民代表は用地選定過程に関する議論を求めたが、他の委員からは検討会議は環境アセスメントの項目について議論をする場であり、用地選定問題は別の場で議論すべきという意見が出された。さらに、市は第 8 回と第 9 回の検討会議で整理されたとする論点をまとめ、これを検討会議の中間報告としてリーフレットを作成し各戸に配布したが、この行為に主として建設に反対する検討会議委員は嫌悪感を示し、第 12 回の検討会議において市に説明を求めた。

以上のような経緯から、環境アセスメントの検討に関しても、用地選定過程の問題に関しても議論が進まない状態となったが、第 12 回検討会議において地元住民代表の過半数にあたる 6 名が退席し、会議後慰留されるも最終的には 7 名が辞任するに至った。その後、第 13 回と第 14 回においても、委員の辞任が発生した反省も含めて、検討会議の位置づけについての議論がなされたが、本来期待された役割を果たすべしとの方針から、徐々に環境アセスメントに関する議論がなされるようになった。こうした議論の中心の移り変わりを図示したものが図 3-3-4 である。

第 13 回検討会議以降、辞任した地元住民代表委員を欠いたままではあったが、環境アセスメントに関する検討が進められ、特に第 16 回においては当時全国的な関心を集めていたダイオキシン問題について、徹底した議論が行われた。以上の議論の結果、

表 3-3-5 環境アセスメント調査項目に関する検討会議の意見

調査項目			検討会議で出された意見
気象	地上気象	風向、風速、日射量等	調査地点を増やすべき
上層気象		上層風向、上層風速等	ドップラーソーダを使用して調査すべき
大気質	環境大気	硫黄酸化物、窒素酸化物等	調査地点を増やすべき
		浮遊粉塵、粉塵中の重金属	水銀、クロム、カドミウム、鉛を追加すべき
		ダイオキシン類	調査地点を増やすべき コプラナーPCBを追加すべき
水質		浮遊物質量	調査地点を増やすべき 地下水系調査を追加すべき
土壌	農用地の土壌汚染防止等に関する法律対象3項目		土壌や地下水のダイオキシンを追加すべき
	環境基準対象25項目		調査地点を増やすべき
騒音	道路騒音	騒音レベル	調査地点を増やすべき
低周波空気振動		音圧レベル等	調査地点を増やすべき
振動	環境振動	振動レベル	調査地点を増やすべき
地盤沈下		地盤等の変化、地下水の水位	調査地点を増やすべき
悪臭		法定22物質、臭気濃度等	調査地点を増やすべき
生物	植物		調査地点を増やすべき
	動物		きじ、たぬきの生息を確認すべき
景観		主な眺望点からの眺望の状況	調査地点を増やすべき
交通量		自動車、歩行者交通量等	調査地点を増やすべき
電波障害		地域テレビの受信状況等	調査地点を増やすべき
日照障害		日影となる範囲、時刻等	調査地点を増やすべき

市の環境アセスメントの調査項目案に関して、表 3-3-5 に示すような意見が検討会議から出された。多くの項目について調査地点を増やすことと、ダイオキシン類に関しては土壌と地下水の調査を追加することが要望された。また、国の規制に先がけて排ガス中のダイオキシン濃度の保証値を $0.1\text{NgTEQ}/\text{Nm}^3$ 以下に設定するなどのダイオキシン対策を講じることとした。検討会議は 1997 年 4 月 26 日の第 18 回をもって終了し、1997 年 5 月に表 3-3-5 の内容を含む検討会議報告書を柏市長に提出した。本報告書には、検討会議の前半で中心となった立地選定過程に関する議論の内容も含まれた。この結果を受けて 1997 年 7 月より環境アセスメントが開始され、リスク・コミュニケーションの場はアセス委員会に移行した。

(3) アセス委員会におけるリスク・コミュニケーション

1997 年 2 月 1 日に開かれた第 12 回検討会議では、環境アセスメントの調査項目に関する市の案とあわせて、柏市の環境アセスメント実施手順（図 3-3-5）が千葉県の一

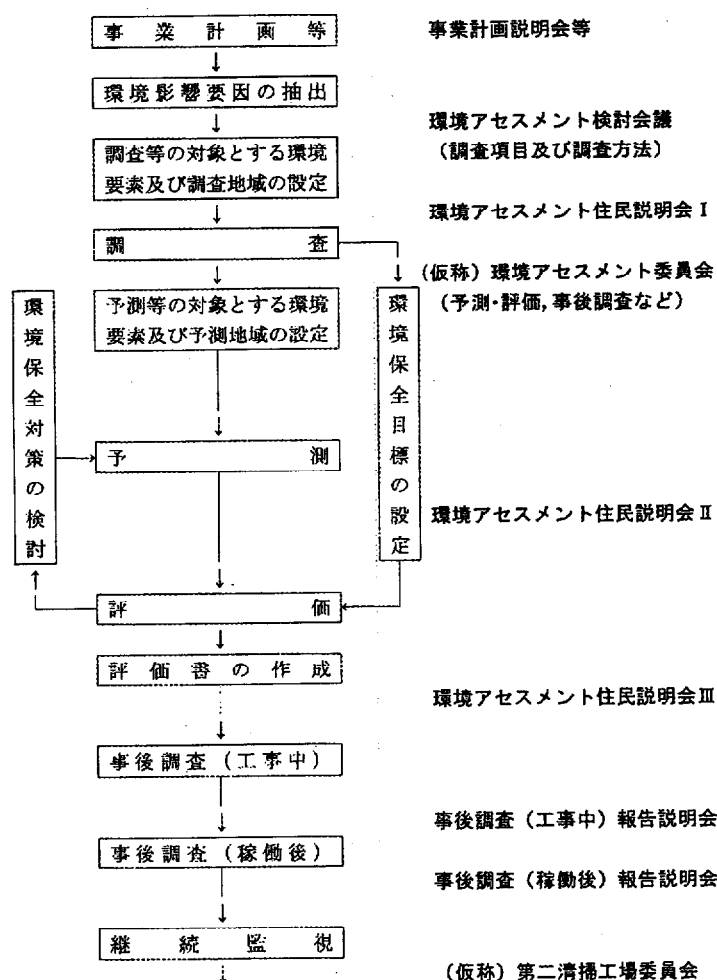


図 3-3-5 柏市の環境アセスメント実施手順

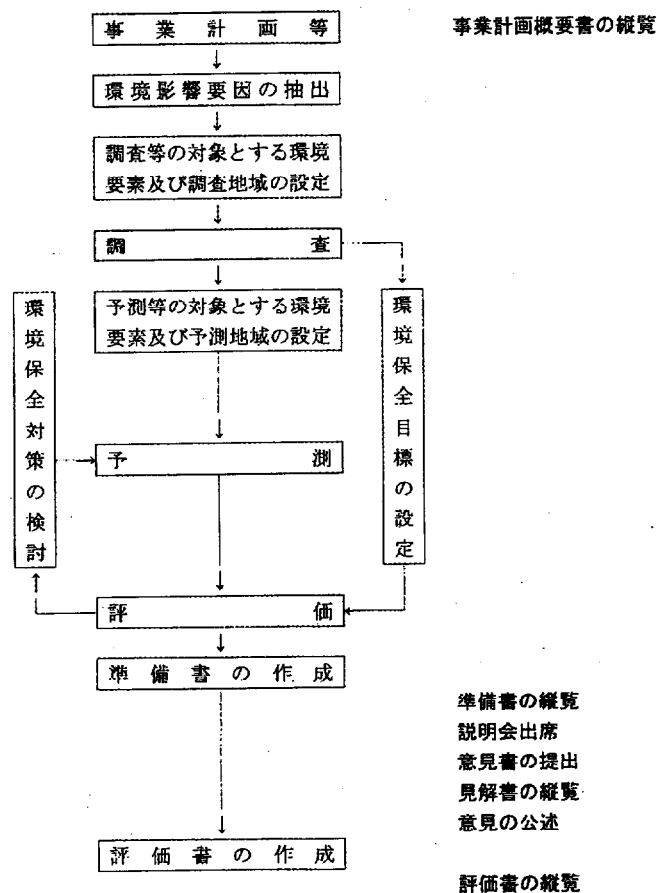
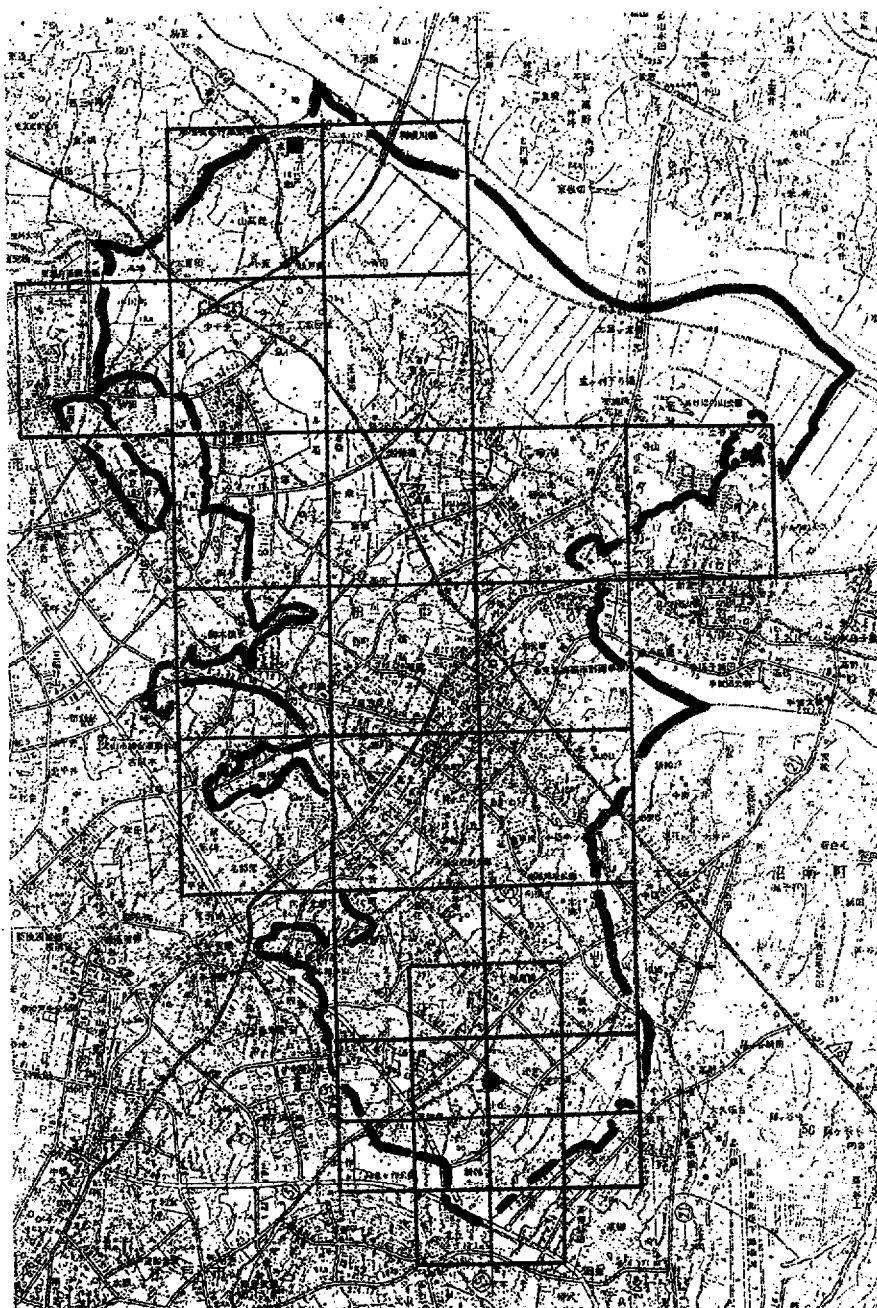


図 3-3-6 千葉県の実施要綱に基づく環境アセスメント実施手順

網に基づくもの（図 3-3-6）と比較して示された。これによると、千葉県の要綱に基づく環境アセスメントでは、事業計画概要書や評価書の縦覧、また意見書の提出や見解書の縦覧など、住民への情報提供や情報交流が文書により行われることになっているが、柏市の環境アセスメントは住民説明会Ⅰ・Ⅱ・Ⅲなどがこれに当たり、会議形式での情報提供や情報交流を指向していることが分かる。これは、立地選定過程（第 4 章で述べる）のあり方に関する反省を踏まえてのことと考えられる。また、工場稼動後も、第二清掃工場委員会（仮称）により継続監視を行う点も特徴的である。

1997 年 5 月の市長への検討会議報告書提出を受けて、1997 年 7 月より環境アセスメントが開始された。その評価結果を審議するため、アセス委員会が設置され、1997 年 9 月 6 日から 1999 年 1 月 30 日まで計 13 回の委員会が開催された。委員は学識経験者 8 名、地元住民代表 6 名、公募 4 名の計 16 名であった。第 1 回のアセス委員会では、検討委員会の意見を踏まえた調査項目と、調査の進捗状況が報告された。特にダイオキシン類とコプラナー PCB に関して、土壌と地下水に関しては市内全域 10 地点を調査すること、大気質に関しては市内をメッシュに区切って 30 地点で年 2 回（冬と夏）調



凡例 ● 建設予定地
■ 船戸清掃工場

図 3-3-7 大気中ダイオキシン類の調査メッシュ

*大きなメッシュは 2km 四方、小さなメッシュは 1km 四方

査することが示された（図 3-3-7）。これはダイオキシン類に関して、市内全域のバックグラウンドを調査するものであり、当時としては画期的であったと言えよう。

全 13 回アセス委員会の概要は表 3-3-6 の通りである。全体を通してダイオキシン類に関する議論が中心であった。特に、第 2 回委員会で建設予定地周辺の大気中のダイ

表 3-3-6 アセス委員会での議論内容

回	日付*	主な意見
1	9/6	- 環境アセスメントの調査委託内容と実施状況の説明 - 学識経験者の専門的な知見を聞くことができる場にして欲しい - 環境アセスメントの進捗状況と具体的なスケジュールを示して欲しい
2	11/22	- 環境アセスメントの進捗状況と今後のスケジュールの説明 - 建設予定地周辺の大気中のダイオキシンの調査回数を増やすべき - ベンゼンは調査するか - 予測の前提条件の確認
3	1/24	- 建設予定地周辺でダイオキシン類の大気中濃度の調査地点を5ヶ所追加との説明 - 柏市はダイオキシンについて画期的な取り組みを行うべき - 健康診断を希望する人に実施する考えはあるか - 予測・評価の検討結果は、一般市民に分かりやすいものにして欲しい
4	3/28	- ダイオキシンの分析のチェック体制はどうなっているか - 土壌のダイオキシン調査の具体的な場所を示して欲しい - 建設後も継続的な調査を考えているか
5	4/18	- ダイオキシン類の調査結果を報告 - 市街地としては低い値と考えられ、大都市ではもっと高いのではないか - ダイオキシンの発生源をもっと詳しく調べる必要がある
6	5/23	- コプラナーPCBの調査結果を報告 - コプラナーPCBの毒性とダイオキシンとの違いは - 灰の処理方法とダイオキシン類の総量はどうか
7	7/25	- 雨の日のダイオキシン類調査は行わないのか - 土壌の浅いところのダイオキシン濃度が高いのはなぜか - 処理方式と予測濃度との関係はどうか
8	8/22	- 環境アセスメントに係る計画諸元を説明 - 松戸市和名ヶ谷クリーンセンターの視察 - アセスメントの予測結果と実際の違いは無かったか - 建設反対の主な理由は何であったか
9	9/26	- 予測・評価に当たっては、委員から出た疑問に対して全て市の対応を示すべき - 濃度的な評価だけでなく、総量的な評価もすべき - 逆転層の出現が住民に及ぼす影響について記述すべき
10	10/3	- ダイオキシンの大気濃度は、第二清掃工場の寄与ではなく、複合を考えるべき - コプラナーPCBなどの環境基準が変わった場合はどうするのか - 監視計画についてももう少し踏み込むべき
11	10/24	- 縦覧に供する報告書について説明→異議なしで了承 - 騒音の予測・評価について工事開始後の住民への周知方法について
12	12/26	市民からの意見書に対する市の見解書について説明
13	1/30	市民からの意見書に対する市の見解書の修正案について説明

* 日付は第1回～第2回が1997年、第3回～第12回が1998年、第13回は1999年である

オキシンの調査回数を増やすべきとの意見が出され、第3回委員会において予定地周辺で5ヶ所の調査地点が追加された。第5回委員会では、環境アセスメント結果の中間報告がなされ、冬季のダイオキシン類の調査結果が中心として報告された。大気中のダイオキシン類濃度は、平均では日本の環境指針値である0.8pg-TEQ/m³と同程度で、国内の中小都市地域と同程度の値とされた。

また、1998年4月26日には、アセス委員会とは別に、環境アセスメントの中間報告会との位置づけでダイオキシン・シンポジウムを柏市内で開催し、約500名の市民の参加があった。さらに、1998年5月から7月にかけて、建設予定地周辺地域に関しては、町会や自治会を対象に個別に環境アセスメントの中間報告の説明会を実施した。

そして、第 11 回委員会では縦覧に供する報告書が確認され、環境アセスメントの総合評価は「評価基準を満足し、生活環境、自然環境に及ぼす影響はいずれも軽微である」として、1998 年 11 月 2 日より住民による縦覧が開始された。また、予測・評価した結果を確認するため事後調査を実施するとし、稼動後の周辺環境の状況の監視を行うため、住民と行政で構成する第二清掃工場委員会（仮称）を設置するとした。

（4）アセス委員会以降におけるリスク・コミュニケーション

第二清掃工場は、周辺地域の都市基盤整備を行う緑住リフレッシュ拠点の核と位置付けられ、周辺環境や利便施設の整備内容を検討する緑住リフレッシュ拠点整備計画策定委員会が 1999 年 3 月 27 日より開始された。本委員会は、学識経験者（8 名）・地元住民代表（11 名）・公募（3 名）で構成された。本委員会においても、建設に反対する委員から用地選定問題が取り上げられることがあった。

そして、整備内容決定後、市は第二清掃工場建設にあたって、建設地周辺の町会や自治会と公害防止協定や覚書を締結した。用地選定過程に関する疑義をめぐり、建設反対運動には根強いものがあったが、これを持って周辺住民とも清掃工場立地に関する合意が形成されたと見ることができるだろう。工事は 2001 年末に開始され、2003 年度の完成・稼動が予定されている（図 3-3-8）。

工事開始後、第二清掃工場の排煙中のダイオキシン類が周辺住民の健康に及ぼす影響の有無を評価する目的で、第二清掃工場ダイオキシン類健康影響調査検討委員会（以降、健康影響調査委員会と表記）が設けられた。2003 年 9 月 13 日に開かれた委員会では、工場稼動前後に実施するダイオキシン類血中濃度の分析などの健康調査の計画案が示された。計画は、ダイオキシン類の血中濃度と生活状況調査を、2004 年夏に 1 回目、稼動から 2 年半後に 2 回目を実施するというもので、工場周辺半径 1km 以内に

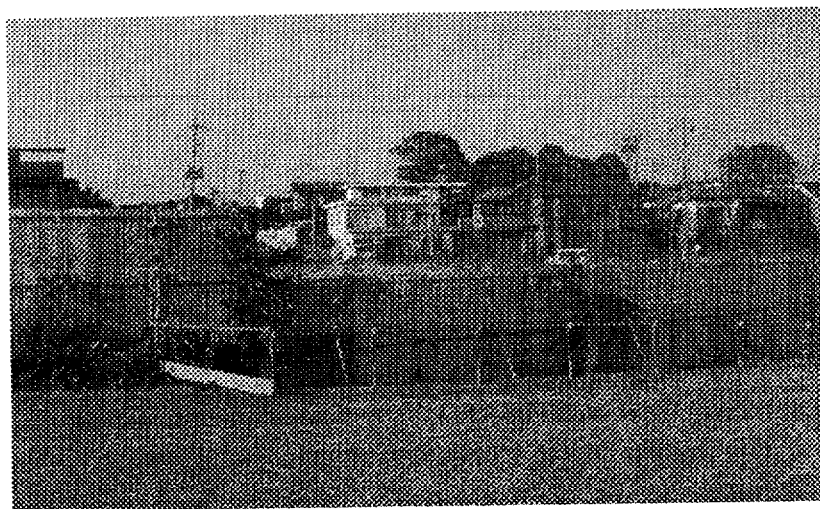


図 3-3-8 第二清掃工場建設現場の様子

* 2002/11/13 筆者撮影

居住する住民 40 名と、比較のための範囲外に居住する 10 名の計 50 名を対象とする。調査にかかる費用は、1 人 1 回 30 万円、合計で 3 千万円とされる。

本健康調査は、第 3 回アセス委員会での意見に応える形のものであるが、健康影響調査委員会の専門家からは調査の有効性について疑問が提示されていることが地元新聞で取り上げられた（柏市民新聞 2003/10/1）。つまり、大気中から摂取したダイオキシンが体内に蓄積して体内濃度のピークに達するのは 35 年後から 70 年後とされ、工場稼働後から 2 年半後では変化を見ることはできないだろうというものである。また、体内のダイオキシン類の約 95% は食物摂取によるものであるもので、工場との因果関係の分析は困難との見方もある。

一方、それでも健康影響調査委員会の地元住民代表委員からは、回数を増やすことや、稼働後 2 年半も待つのは不安との意見が出された。市は、本健康影響調査の実施は建設地周辺の町会や自治会と公害防止協定や覚書で実施を約束しているとし、目的を周辺住民の不安の解消として、2003 年 12 月時点では実施する予定である。

(5) 柏市の合意形成への不信感の影響

柏市の第二清掃工場立地紛争では、第 4 章で述べる立地選定過程に関して地元住民から疑義が提示され、かつその解消が容易ではなかった。そのため、立地選定後の環境アセスメント検討会議や環境アセスメント委員会、さらには周辺環境や利便施設の整備内容を検討する緑住リフレッシュ拠点整備計画策定委員会においても、繰り返した立地選定の正しさが問題とされ、市が意図するようなリスク・コミュニケーションがなかなか成立しなかった。

しかし、そうした状況下であっても、国の規制に先がけて排ガス中のダイオキシン濃度の保証値を $0.1\text{NgTEQ}/\text{Nm}^3$ 以下に設定したり、環境アセスメントにおいては市内をメッシュに区切った全域計 30 地点で大気中のダイオキシン調査をおこなったりという、当時としては先進的なダイオキシン対策を講じることができた。

ただし、専門家からは科学的に意味が無いと指摘される健康調査を行うことの妥当性は問題である。環境中のダイオキシン濃度と体内濃度との関係について科学的知見が十分でない現状であれば、前例の無い調査であることから、実施してみて結果を得ることが重要と考えることはできる。同様の問題は他の事例でも発生する可能性があるもので、有用な知見でもある。その知見を得るためのコストを柏市が負担することについては議論の余地があるとしても、リスク評価に関する不確実性への予防的措置と解することが可能である。また、本事例では施設管理主体である柏市と周辺住民との間で、立地選定をめぐり不信感が生じたことから、住民はリスク管理主体への不確実性も認知していると思われる。市と周辺町会との間で締結された協定や覚書は、この不確実性への対応としての意味もあると考えられる。

第3章註

註 3-3-1 1999/3/24 筆者撮影

註 3-3-2 ミミズに製紙汚泥・食品汚泥等の産業廃棄物を食べさせ、その糞土を土壤改良剤として販売するもの。

註 3-3-3 但し、協定の締結は、住民側の立地受け入れが前提となるため容易でなく、行政の指導にも関わらず、未締結のまま立地に至るケースもある。

註 3-3-4 「豊島から何が見えるかーJCJ全国交流集会 in 香川の記録」(pp.57～60)より抜粋・加筆・修正して作成

註 3-3-5 公害等調整委員会(1996)より抜粋して作成

註 3-3-6 「豊島から何が見えるかーJCJ全国交流集会 in 香川の記録」(pp.60～78)より抜粋・加筆・修正して作成

第3章参考文献

Beck, U. (1986) *Risikogesellschaft* Suhrkamp Verlag, Frankfurt am Main; 東廉・伊藤美登里訳 (1998) 危険社会. 法政大学出版局, 東京

藤垣裕子(2003) 専門知と公共性—科学技術社会論の構築へ向けて—. 東京大学出版会, 東京, 224pp.

福士明(1997) 処分施設立地手続. *ジュリスト*, No.1120, 53-58

原科幸彦(1983) 計画案検討のための住民参加会議方式の改善に関する実験的研究—電子投票器(グループアナライザー)利用会議の効果測定—. *計画行政*, 9, 63-71

原科幸彦(1993) 環境紛争における合意形成. *環境情報科学*, 22, 6-12

林真理(2002) リスク概念とSTS. 科学技術社会論研究「科学技術と社会を考える」, 1, 75-80

JCJ97 全国交流集会 in 香川を記録する委員会(1998) 豊島から何が見えるかーJCJ全国交流集会 in 香川の記録. 日本ジャーナリスト会議香川支部

北村喜宣(1997) 自治体環境行政法. 良書普及会, 東京

鬼頭秀一(2000) 予防原則と世代間倫理. in 日本リスク研究学会(2000) リスク学事典. TBSブリタニカ, 東京, 23-25

小林傳司(2003) 第36回科学技術社会論研究会報告資料

公害等調整委員会(1996) 公害等調整委員会調停委員会による「豊島産業廃棄物水質汚濁被害等調停申請事件に係る調査検討結果」の概要

Lewis, H. W. (1990) *Technological Risk*. W. W. Norton

Millstone, E. & van Zwabenberg, P. (2000) A crisis of trust: For science, scientists or for institution? *Nature Medicine*, 6, 1307～1308

Morioka, Tohru & Tokai, Akihiro (1989) Health Risk Assessment of Drinking Water Contaminated by Herbicides and Pesticides from Golf Links, *日本リスク研究学会誌*, 1(1), 93-98

中谷内一也(2003) 『環境リスク心理学』ナカニシヤ出版

常木淳(2002) 公共経済学. 新世社, 東京, 233pp.

渡辺正・林俊郎(2003) ダイオキシン 神話の終焉. 日本評論社, 東京, 211pp.

渡部幹・春名康宏・北田淳子(1994) 「原子力発電の安全性に対する信頼の構造」*INSS Journal*, 1, 69～92

Weinberg, A. M. (1972) *Science and Trans-Science*, *Minerva*, 10, 209-222

山岸俊男(1998) 『信頼の構造』東京大学出版会

寄本勝美(1983) ごみ処理施設をめぐる紛争への住民関与と行政対応. *環境情報科学*, 12(3), 16-23

第 4 章

立地選定のあり方

4-1 情報公開による信頼関係醸成

第3章では、リスク・コミュニケーションの成立条件を検討するとともに、リスクに関する合意結果に影響する要因について考察した。その結果、成立条件としても、合意結果に影響する要因としても、嫌悪施設の立地主体、あるいはリスクの管理主体の信頼性が重要であることが分かった。リスクに関する利害関係主体間に信頼関係を醸成することが、リスク・コミュニケーションを成立させ、適切な合意結果を導くために必要である。問題は、どのようにすれば信頼関係を醸成できるか、ということであり、本章ではその検討を行う。

信頼とは、メッセージ内容を受け入れ、その方向に意見を変えさせる影響力のうち、メッセージの送り手側の属性の主要部分である。信頼性に関する社会心理学研究の主な知見では、同じメッセージ内容であっても送り手の「信頼性」と「専門性」が高い場合に説得効果が高くなるとされる。また、山岸（1998）は信頼の概念を図4-1-1のように整理しており、「信頼性」は「意図への期待」、「専門性」は「能力への期待」に置き換えることができる。さらに「意図への期待」を「安心」と「狭義の信頼」に分類し、「安心」は相手にとっての自己利益への評価に基づく意図への期待、「狭義の信頼」は相手の誠実さや自分との関係評価に基づく意図への期待とされる。

また、リスク認知研究では1990年代以降信頼性の重要性が強調されるようになり、社会的信頼をメインテーマとするリスクマネジメントの国際会議（The 1st Bellingham International Social Trust Conference, 1996; 2nd, 1997）も開かれている（中谷内 2003）。こうした研究で得られている知見の1つは、リスク・コミュニケーションがうまく機能しないのは、リスク管理機関に対する信頼が欠如しているためというものである。さらに Millstone ら（2000）が世論調査を基に指摘しているのは、実際に低下しているのは政府（メッセージの送り手）への信頼であって、科学に対する信頼が損なわれているわけではないというものである。よって、渡部ら（1994）が指摘するように、「意図への期待」が否定的に評価されているときに、リスク評価の正確さや安全技術の高さなどアピールして「能力への期待」にアプローチしても説得効果は薄いと思われ、「意図への期待」にいかに応えるかに注目しなければならない。

戦略的に信頼関係を醸成する、特に「意図への期待」に応えるにはどのような方法

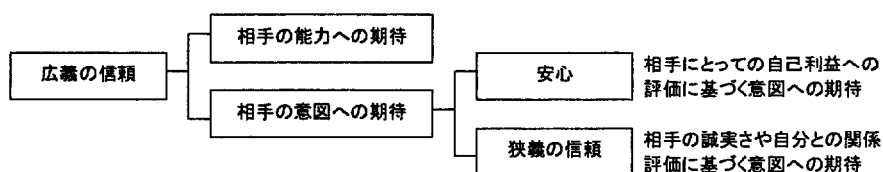


図 4-1-1 信頼の概念整理(中谷内 2003 を修正して引用)

があり得るだろうか。図 4-1-1 における「狭義の信頼」は、素朴な意味での信頼感であるので、これを意図的に狙うのはかえって心証を害して不信感につながるおそれがある。可能なのはもう一方の「安心」を生む仕組みを創り出すことであり、その有力な仕組みの 1 つが情報公開であると考えられる。

情報公開は、単に説明責任を果たすという目的だけではなく、その制度があることで、公開する側が情報に基づいて適切な行動を常に選択するであろうという「安心」を生むことができる。情報に照らして不適切な行動を取った場合は、後から是正を要求したり、ペナルティを課したりすることが可能となるからである。

しかし、現在の一般的な立地選定における情報公開は限定的である。これは、立地選定当初からの情報公開がどのような事態につながるか予想し難いことや、收拾がつかない状況に陥って、必要な施設が立地できなくなることを恐れるためであろう。しかし、立地選定過程で判断すべきことの中には、利害関係者である住民が参加していなければ意味を成さないものもあり、情報を非公開としたことで逆に立地に関する合意を困難にする場合もある。本章では、千葉県柏市の第二清掃工場の立地選定を事例として、立地選定過程に関する情報非公開から生じる問題を抽出し、今後の立地選定のあり方について検討する。

4-2 情報非公開により生じる問題

4-2-1 本項の目的

廃棄物処理施設は代表的な嫌悪施設であり、立地の際には周辺住民の反対にさらされることが多い。中でも焼却施設は、ダイオキシン問題への認識の高まりもあって、新規の立地が困難となっている。しかし、最近の廃棄物行政では広域処理を指向しており、どこに立地するかをどのように決めるかという問題は重要性を増している。

そうした中で、廃棄物処理施設の立地過程への住民参加が求められているが、立地選定段階から住民が参加して公開の下で立地選定を行った事例は、国内にはまだ無い。武蔵野市や狛江市はそうした事例に近いが、いずれも市の所有地を候補地として住民参加の下で選択したものである。そうしたある意味恵まれた状況になれば、土地の買収や既存物件の移転を伴う立地選定を行う必要があるが、これを住民参加の下で行うことは、その立地位置が最適であることに関して利害が相反する住民同士が合意することが必要条件となろう。

千葉県柏市は第二清掃工場を新設するにあたって、立地選定初期からの住民参加は困難と判断し、立地選定終了後にその過程を説明することによって、住民の理解を得る方法を選んだ。その理由として、柏市が住民に配布したリーフレットには次のような記述がある。

「公開しながら複数の候補地で選定作業を進めることは、それぞれの土地の権利者や周辺住民からすれば長期間結論が未定の状態に置かれるということです。このような状態について複数の候補地の関係者すべての了解を得るということも難しいことであり、用地取得までの最終的な合意に達するのは困難です。」

しかし、柏市は立地選定終了後にその根拠を住民に説明する段階において、様々な疑義が住民から提示され、それは解消困難な争点となって立地紛争に発展した。つまり、柏市は立地選定後から周辺住民が立地過程に参加する限定的な住民参加を選んだのであるが、その方法は良い結果を生まなかった。柏市の場合、市が所有する適地が無かったため、立地位置の選択肢は広い状況にあった。こうした状況の下で、柏市が選択した場所について、それが最適であることを住民に説明して理解してもらうことは非常に難しく、最終的な合意に至るまでに紛争は長期間続いた。本項では、この第二清掃工場新設をめぐって発生した立地紛争について、立地位置の決め方に関する争点を抽出し、その解消に時間を要した要因を考察するものである。

4-2-2 第二清掃工場の立地選定過程

柏市は、現在柏市北部に1つ存在する清掃工場の処理能力が2004年度には超過する見込みであることから、1993年度に策定した柏市一般廃棄物処理基本計画において、第二清掃工場の建設を計画した。第二清掃工場建設計画の進捗に関しては、学識経験者や市民代表（町会長や市民団体代表）で構成される柏市廃棄物処理清掃審議会（以下、清掃審と表記）において定期的に報告された。1993年10月20日に開催された1993年度第1回清掃審において、2001年竣工予定として用地選定を開始するとの報告が柏市よりなされ、1994年1月27日の同年度第3回清掃審では、用地選定の手法と選定作業の途中経過について報告された。選定手法は図4-2-1に示す通りである。

この時点では、第1次選別の結果として図4-2-2に示す14ヶ所が抽出され、第2次選別の結果として表4-2-1に示す6ヶ所が除外された。なお、表4-2-1に示した除外理由は、1995年12月19～22日に開催された地元説明会の資料に掲載されたものである。さらに、第2次候補地とされた8ヶ所について、面積や周辺環境などの地域特性を考慮した整備イメージも提示された。

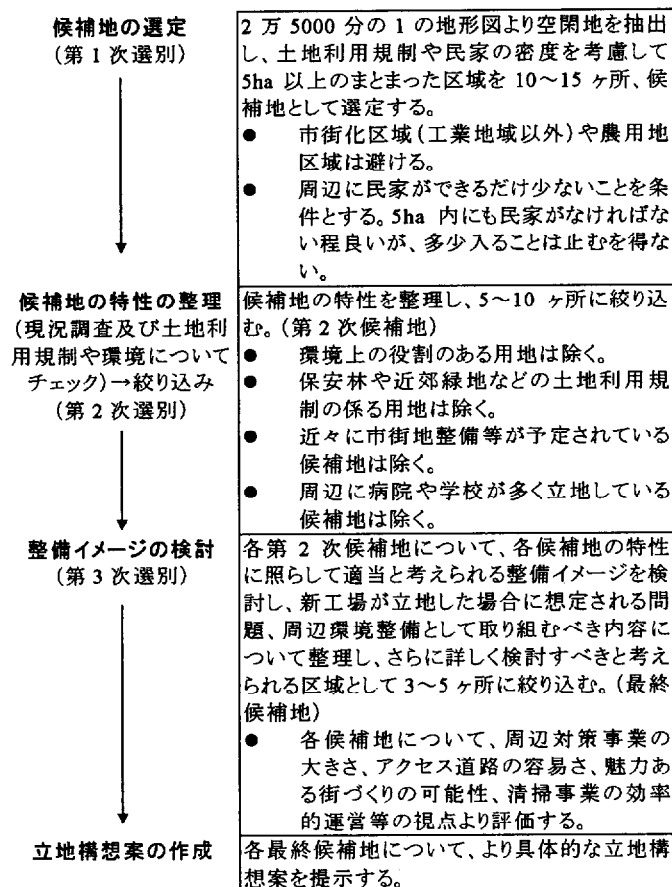
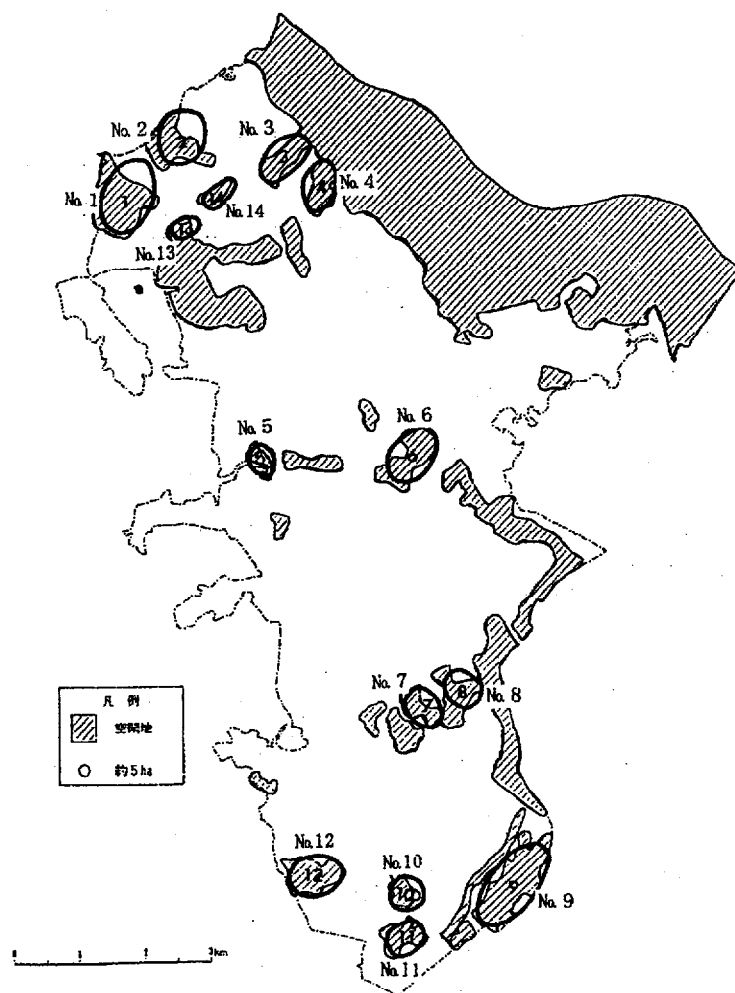


図4-2-1 用地選定手法^{註4-2-1)}

これ以降の用地選定作業に関しては、1994年7月29日の1994年度第2回清掃審で第2次候補地8ヶ所からの絞り込み作業を進めている旨の報告がなされた後、1995年2月16日の同年度第5回清掃審において、第2次候補地から絞り込んだ3ヶ所に第2次選別段階で除外されたNo.10を加えた4ヶ所を対象とした計画アセスメントを行い、環境面に関する定量的な検討を加えながら最終候補地を選定するとの方針を明らかにした。候補地No.10が再浮上した理由について柏市は、A社の社員寮等が移転し、跡

No.1～No.14の位置図



柏市役所環境部施設整備課 〒277 柏市柏五丁目10番1号 ☎ (0471) 67-1111 (内線431) 平成7年12月

図4-2-2 第1次選別の結果^{註4-2-2)}

表 4-2-1 除外候補地とその理由

候補地	第2次選別(1994年1月頃)	第3次選別(1994年3月頃)
No.1		収集運搬効率が悪いため除外
No.2		収集運搬効率が悪いため除外
No.3	北部総合整備事業の実施予定があるため除外	
No.4	北部総合整備事業の実施予定があるため除外	
No.5		中央に高圧線が通るのと、公園計画があるため除外
No.6		
No.7		
No.8	増尾城址総合公園計画があるため除外	
No.9		
No.10	地区内に住宅等が多く分布するため除外	A社の移転により除外理由がなくなったため再浮上(11月頃)
No.11	地区内に住宅等が多く分布するため除外	
No.12	地区内に住宅等が多く分布するため除外	
No.13		隣接地に大学の立地計画があるため除外
No.14		面積的に余裕が無く、敷地中央に倉庫があるため除外

地を市が購入したことによって除外理由が無くなったためと説明している。しかし、唐突感のあるこの再浮上は用地選定過程に関する周辺住民の不信を招き、立地紛争の主要な争点としてその解消に長期間を要することになる。

1995年5月17日の1995年度第1回清掃審では、6月1日付広報かしわに掲載予定の原稿として、4つの候補地について計画アセスメントを実施中であり、その結果を踏まえて最終候補地を選定するとの内容が紹介された。さらに、1998年度に建設着手、2002年度に稼働との予定も示された。この計画アセスメントの結果は表4-2-2の通りであり、この結果のみでは4候補地で優劣がつけ難く、最終候補地を選定する根拠にはならないとされた。

表 4-2-2 計画アセスメントの結果概要

調査項目		No.6	No.7	No.9	No.10
大気質	施設	二酸化硫黄	環境基準を達成		
		二酸化窒素	環境基準を達成		
		SPM	日平均値は既に環境基準を超過しているが、本工場の寄与率は0.7%未満で低い		
		塩化水素	目標環境濃度を達成		
		水銀	ガイドライン値を達成		
		ダイオキシン類	指針値を達成		
	道路交通	二酸化窒素	環境基準を達成		
	二酸化炭素	環境基準を達成			
騒音	施設騒音	規制基準を達成	規制基準を超過	規制基準を達成	規制基準を達成
	道路交通騒音	一般交通量が多く要請限度を上回る時間帯があるが、その間関連車両は走行せず			
	施設振動	規制基準を達成			
振動	道路交通振動	関連車両が走行する時間帯は限界度を達成	限界度を達成		
	BOD	既に環境基準を超過しているが、本工場の寄与率は0.004~0.009%と小さい			
水質	浮遊物質	環境基準を達成			
	交通容量	交通容量の超過地点があるが、関連車両の寄与率は3.9%と小さい	交通容量を超えることはない		
安全	混雑度	混雑する可能性があるが、関連車両の寄与率は1.1%と小さい	混雑する可能性があるが、関連車両の寄与率は2.2%と小さい	混雑することはない	混雑する可能性があるが、関連車両の寄与率は3.6%と小さい
	施設景観	多少の圧迫感を与える可能性はあるが、影響を緩和することは可能			

そして、最終的にはメリット面と課題面の両面について、表 4-2-3・表 4-2-4 のような相対比較を行い、1995 年 10 月 31 日に最終候補地として No.10 が選定された。市民に対しては、この最終候補地選定理由と整備イメージに関する市主催の地元説明会が、1995 年 12 月 19～22 日に市長も出席して計 4 回開催され、約 350 名の市民が参加した。これ以外にも町会主催の説明会が計 7 回開催され、約 500 名の市民が参加した。これら説明会の結果は、1995 年 12 月 26 日の同年度第 6 回清掃審で報告された。

表 4-2-3 最終候補地(No.10)の選定根拠～メリット面^{註 4-2-2)}

候補地	周辺住民の利便が高まる	周辺地域及び柏市の発展のバランス	収集効率 (トン当たりコスト)	総合評価
No.6	第 4 位 既に開発が進んだ場所	第 4 位 中心部のため少ない	第 3 位 約 12,600 円	第 4 位
No.7	第 3 位 既に開発が進んだ場所	第 3 位 中心部のため少ない	第 1 位 約 10,800 円	第 3 位
No.9	第 2 位 道路・下水の整備など	第 1 位 南端まで大きい	第 4 位 約 13,100 円	第 2 位
No.10	第 1 位 道路・下水の整備など	第 2 位 南部にかなり大きい	第 2 位 約 12,000 円	第 1 位

備考

その他のメリットからの評価

1. 計画アセスの結果より、各候補地とも事業が環境に与える影響は少ない
2. 事業費は、各候補地ともほとんど同じ
3. 車両のアクセスが十分確保
4. 都市計画上の土地利用用途規制に矛盾がない
5. 用地取得の可能性は同じ
6. 施設建設の必然性は同じ

表 4-2-4 最終候補地(No.10)の選定根拠～課題面(△印が課題の程度)^{註 4-2-2)}

課題\候補地	No.6	No.7	No.9	No.10
施設騒音対策		△		
交通振動対策	△△△			
交通容量対策	△△△			
混雑度対策	△△△	△△		△△
日照対策				△
工事用道路整備	△△		△△	
搬入用道路整備	△	△△	△△	△△
希少動植物調査		△△	△△	△
学校・診療所隣接	△	△		△
住宅地隣接	△	△		△
埋蔵文化財調査		△	△	△
高度制限対策		△	△△	△
地域森林計画		△	△	△
森を守り育てる条例		△		
他市町との調整			△	
周辺施設整備の可能性	△△	△		
他市町住民との対応			△	
△の数(課題の程度)	16	14	12	11

備考

各地区共通の課題

交通騒音(△△△)、水質(△△△)、農業振興地域の解除(△)、通学路(△)、交差点協議(△)

説明会以降、最終候補地 No.10 の周辺住民による反対運動が活発化し、市と住民の情報交流の場が必要とされた。市は、立地に際して環境アセスメントを実施するため、住民の意見や要望を反映した環境アセスメントとする趣旨で、第 3 章で扱った第二清掃工場環境アセスメント検討会議（以下、検討会議と表記）を設置した。検討会議は 1996 年 5～6 月に 4 回程度開催し、7 月中旬に環境アセスメントを実施するとの予定であったが、用地選定過程に関する情報交流の場が必要とされていたため 1996 年 5 月 26 日の第 1 回から 1997 年 1 月 11 日の第 11 回検討会議までは、環境アセスメントにおける評価項目や方法についての検討よりも、用地選定過程に関する情報提供と確認が議論の中心となった。

しかし、検討会議は環境アセスメントに関する検討が遅々として進まないことから、第 8 回・第 9 回検討会議において、それまでの検討会議に現れた主に用地選定過程に関する論点を整理し、以降では環境アセスメントに関する検討を開始しようとした。しかし、建設に反対する検討会議委員（地元住民代表）は、用地選定過程に納得が得られてから環境アセスメントに関する検討に入るべきとし、検討会議の運営方針に反発した。結局、1997 年 2 月 1 日の第 12 回検討会議において、地元住民代表の過半数にあたる 6 名が退席し、慰留するも辞任するに至った。地元代表委員のほとんどが辞任して検討会議の場を去ってしまったことで、市と建設に反対する住民との紛争は激しさを増した。

第 12 回検討会議以降、市と最終候補地周辺住民とのやり取りは、地元町会や自治会を対象に行われた、環境アセスメントの中間報告会や最終報告会などが中心となった。結局、第二清掃工場の建設が計画された 1993 年には 2001 年の完成が予定されていたが、それは 2003 年となり、当初より 2 年の遅延が生じた。立地紛争における争点としては、ダイオキシンなどの環境影響や交通問題など、清掃工場の立地に際して一般に問題とされることに加え、最も解消が困難であった争点は用地選定の適切さであった。特に、表 4-2-1 にある第 3 次選別段階で No.10 の候補地が再浮上したことの理由と、表 4-2-3 と表 4-2-4 にあるメリット面と課題面の相対比較の妥当性の 2 点の解消には長期間を要した。最終的には、環境アセスメントに係る一連の手続きが終了して施設整備計画が具体化してから、市と周辺町会や自治会が公害防止協定や覚書を締結することができ、清掃工場立地に関する一応の合意が形成されたと見ることができる。

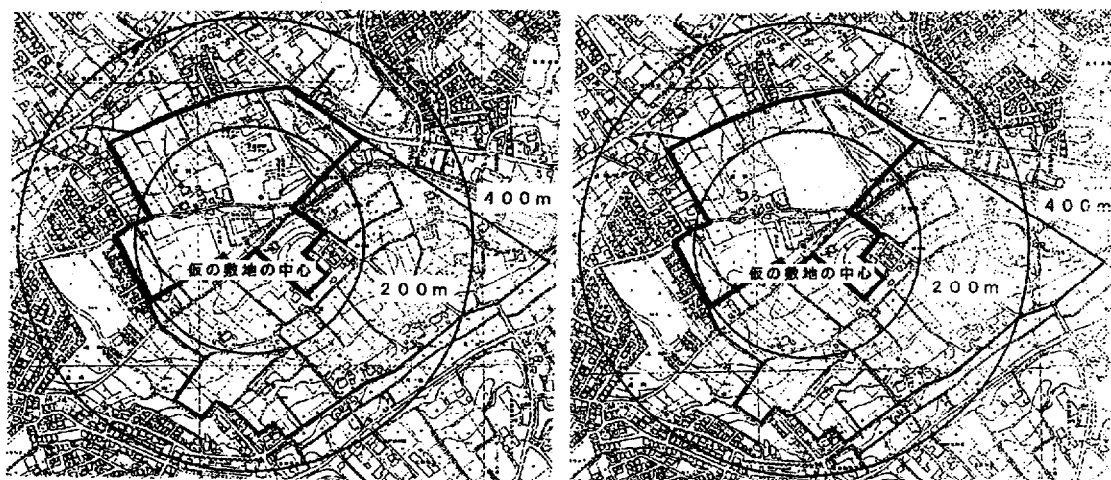
4-2-3 解消困難な争点

(1) No.10 候補地再浮上の理由

表 4-2-1 にあるように、最終的に候補地となった No.10 は、1994 年 1 月頃の第 2 選別段階で「地区内に住宅等が多く分布する」ことを理由として除外された。そして、1994 年 11 月頃に地区内の A 社の社員寮等が移転したことから除外理由が無くなったとして、1994 年 3 月の第 3 次選別で選択された No.6・No.7・No.9 の 3 候補地に加えられた。そして、結果的にこの No.10 が最終候補地に選ばれたのであるから、No.10 が候補地として再浮上したことに關する理由について疑義が生じるのは、自然なことと言えよう。さらに、No.10 周辺住民には、No.10 だけが後から再浮上したことに關する不満もあった。つまり、最初の段階に戻って、元の全ての候補地を対象として選別をやり直すべきということである。

後者の No.10 だけが後から再浮上したことに關しては、周辺住民は選別作業を最初からやり直すよう繰り返し要請したが、市は「周辺地域の事情に大きな変化が生じたのは No.10 のみであるから、No.10 だけを候補に再浮上させた」との説明を一貫して行った。この点に關しては、周辺地域に生じた変化が再浮上に足るものであったとすれば、納得できるものであったろう。

問題は、No.10 が候補地として再浮上したことに關する理由についてであり、再浮上に足るほどの大きな変化が生じていたかどうかである。実は、この理由に關する柏市の説明は当初のもの（1996 年 11 月頃）と、後の説明（1999 年 3 月頃）で異なっており、住民の強い不信感を招いて、他の事柄の説明に關しても信頼を損なうような結果となった。柏市は、説明の不備であり立地選定作業には結果を左右するような瑕疵は無いとしたが、住民の理解を得るのは最後まで困難であった。当初の説明と後の説明は次のようなものだった。



A 社移転前

A 社移転後

図 4-2-3 No.10 再浮上の理由(1996 年 11 月頃)

(i) 当初の説明(1996 年 11 月頃)

- 1) 候補地 No.10 は、①200m 圏内 (図 4-2-3 内側の円) に住宅などの建物が多く分布する場合と、かつ②400m 圏内 (図 4-2-3 外側の円) に学校や病院などが 2 つ以上ある場合の、両方に該当する候補地を除外するとして二重円の基準 (第 2 選別段階における基準の 1 つ) に該当したため、いったん候補地から除外した。
- 2) ここで、①の基準を設けた趣旨は、用地確保の可能性を把握するためであった。建物が多く分布する場合 (数十軒ある場合) は、一般的に言って移転補償費用が多くかかると考えた。すなわち、移転補償費用をあまりかけずに一定の面積の土地を確保できるかを用地選定における配慮事項の 1 つとすべきと考えた。
- 3) A 社の移転計画によって、②の 400m 圏内の学校や病院などの状況に変化は無いが、次の図に示すように①の 200m 圏内における建物の分布状況には大きな変化が生じる。すなわち、移転を必要とする大きな建物が仮の敷地内に無くなるとすれば、移転補償の費用をかけずに一定の面積の土地を確保する可能性が生じるものと判断し、No.10 を浮上させ、No.6・No.7・No.9 と併せて用地選定することにした。よって、No.10 はこの時点で他の 3 つの候補地と同じスタートラインに並んだことになる。
- 4) No.10 の浮上を検討する際、第 2 位選別段階で同じ理由で除外した No.11 や No.12 と比較しなかったのは、二重円の基準は候補地間を比較するものではなく、候補地ごとに当てはめるものであること、および No.10 の事情の変更によって事情の変更が無い候補地 No.11 と No.12 を再検討する理由は無いと考えたからである。

(ii) 後の説明(1999 年 3 月頃)

- 1) 市ではこれまで、No.10 をいったん候補から除外し、再び候補地として加えた経緯について、図 4-2-4[A]のように太線候補地区内のほぼ中央に二重円を置いて工場敷地を想定した 200m 圏内 (図 4-2-4 内側の円) に住宅などの建物が多く、かつ周辺の 400m 圏内 (図 4-2-4 外側の円) に学校や保育園があるという理由で No.10 を除外したが、A 社の移転計画の話があつて 200m 圏内の事情が大きく変化するため、再び候補地として加えたと説明してきた。
- 2) No.10 を建設予定地と決定した後、1996 年 4 月頃、候補地選定過程を説明する中で、柏市第二清掃工場用地選定評価書 (計画アセスメントの附属資料) に、「200m 圏内に住宅が比較的多い候補地は除いた」とあり、「しかし、A 社の社員寮が移転するのであれば、住宅などの分布が多いという理由に変更が生じることになる」とあるが、A 社の移転により減少する住宅の数は A 社の寮だけではないかとの指摘を住民から受けた。
- 3) 二重円を描いた作業図面は成果物としての報告書 (柏市一般廃棄物処理基本計画

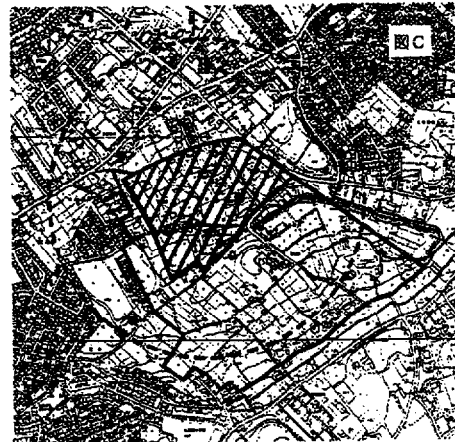
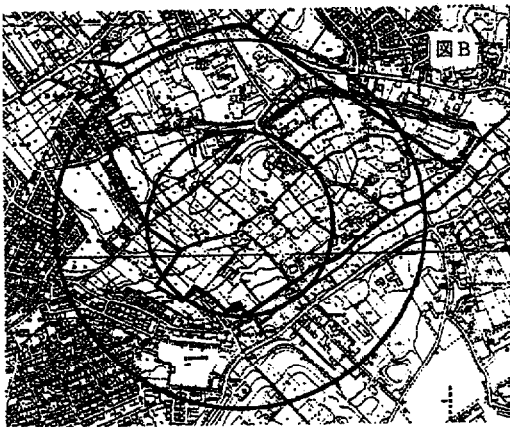
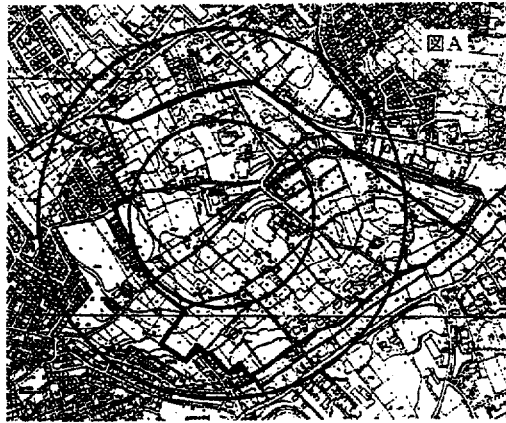


図 4-2-4 No.10 再浮上の理由(1999 年 3 月頃)

一施設整備用地の選定に係る基礎調査一)には含まれていなかったため、2)の指摘についての説明を行うために、二重円の基準を用いて候補地の選定作業を行った当時の作業図面を探したが、本作業を委託した事業者の側で既に破棄されていた。そこで、作業図面を復元することにし、二重円は地区内なるべく中心に置くべきであると考え、適宜複数の対角線を引きそれらがほぼ交わる地点に仮の敷地の中心においた。また、報告書にある「地区内に霊園があり、これをなるべく避ける必要がある」との記述に従い、なるべく霊園を避けるようにけりの敷地中心を西側に寄せた。このようにして復元した図面が図 4-2-4[A]であり、報告書内の他の記述とも合致したことから、これを用いて No.10 が再浮上した理由を説明してきた。

- 4) しかし後に、この二重円は図 4-2-4[B]のようにもっと南側に置いていた確率が高いことが判明した。つまり、候補地としての状況が変わったのは 200m 圏内ではなく、太線候補地区内であった。
- 5) 4)の場合、A 社が移転することでその跡地を工場の敷地として利用できる可能性が

現実のものとなり、またその結果第二清掃工場の敷地を図 4-2-4[C]のように同地区内の北側において想定することができ、予定される敷地内の住宅の数の多さや学校や保育園との近接という、それまで No.10 を不適当と判断させていた二重円の基準における課題が解消する方向に変化したという事情があったため、No.10 を再度候補地とした。

- 6) 今回の説明の不備は、3)で復元した図面について、二重円を別の場所に置いた可能性について十分検討しなかったために発生したもので、故意に事実と反する復元をしたものではなく、また故意に虚偽の説明をしたものでもない。用地選定作業そのものには、選定結果を左右するような重大な瑕疵があったとは考えておらず、終始公平なものであったと確信している。

以上から、柏市の No.10 が候補地として再浮上したことに關する理由の説明は、当初（1996 年 11 月頃）は移転補償費用が少なくて済むからというものであったが、後（1999 年 3 月頃）に予定される敷地内の住宅の数の多さや学校や保育園との近接という二重円の基準における課題が解消したから、というものに変更された。

立地選定にあたって移転補償費用を考慮するという基準は明示されていなかったため、市は当然のこととしたが、場当たりの説明との印象を与えた。事実、当初の説明を行った頃、移転費用の試算や比較などは行っていなかった。住民から移転費用が少なくて済むことをきちんと示すよう強く要求されたため、1997 年 4 月のリーフレットに、No.10・No.11・No.12 の移転費用の概算結果の比較を掲載し、A 社移転後の No.10 が最も少なくて済むとした。

しかし、1997 年 9 月に「意図的に虚偽を交え、世論を誘導しようと意図的、作為的な表現を用いたリーフレットの作成、配布に要した費用の賠償」を請求する住民訴訟が建設地周辺住民から提起され、この裁判の過程で二重円の位置が No.10 地区の南側に想定されていた蓋然性が高いとの説明を行うようになった（1998 年 11 月）。これにより二重円の基準における課題が解消したから、という方が移転補償費用を持ち出すよりも論理的だと思われ、裁判の結果も住民の訴えが棄却される形で終わったが、市のこうした説明変更は住民の信頼を失うことにつながり、紛争下における対立感情を激化させたと言える。

(2) メリット面と課題面の相対比較の妥当性

まず、課題面の評価に関する意見や疑問としては、個別の項目の評価基準に関するものと、課題の程度（△の数）を単純に合算して候補地を相対比較することに関するものがあつた。

個別の項目の評価に関しては、例えば「将来交通量予測では予想地の集計が一番多

いのは No.10 であるのに、交通容量対策として No.6 のみが△3 つとなっているのはなぜか」という疑問に対し、市は「No.6 には、可能交通容量を超える予測値点があり、その解決が著しく困難であるため、△を 3 つとした」と回答しており、課題の程度を△の数に反映させている。一方「学校・診療所、住宅地隣接については、No.10 は他の地区より数が多く、課題が多いのではないか」という疑問に対しては、市は「学校・診療所、住宅地隣接については、隣接していれば△を付け、隣接していなければ△を付けなかった」と回答しており、この項目については課題の有無だけを判断している。このように、項目によって課題の程度を△の数に反映させたり、しなかったり、ということを行っていたため、恣意性の高い評価と住民には受け止められた。

また、課題の程度（△の数）を単純に合算して候補地を相対比較している点については、「課題の重要性が異なる△の数で評価するのは正しい評価ではない」といった意見や「評価△の付け方があいまいであり、用地選定上の決定的な根拠にはなり得ない」といった意見が出された。こうした意見に対し、市は「いずれの候補地も工場建設による影響は少ないと評価された計画アセスメントの結果の枠の中での相対評価として、客観的に整理したものである」とのやや的外れた回答を行っている。前述のように、各項目の評価について主観性が排除できない以上、それらを合計した結果を用いた相対評価が客観的というのは強弁であり、住民の理解を得ることはできなかった。

一方、メリット面の評価に関しては、「相対的な順位付けはできているものの、絶対的な差は認められない。この僅差で、No.10 を他の候補地に比べて評価が高いとした根拠は何か」との疑問に対し、市は「選定基準に重み付けをした結果、No.10 は他の候補地に比べて評価が高いと総合的に判断した」と回答しており、重み付けの仕方について主観的要素が排除できない。また、「清掃工場の建設のデメリットのほうがメリット感を上回っている」との意見もあり、メリット面を強調されることは寧ろ嫌悪された。

4-2-4 柏市の事例に見る情報非公開により生じる問題

柏市が第二清掃工場の立地選定で行ったように、市が建設予定地を決めて、その選定理由を説明し周辺住民の合意を得るといった方法は、住民が説明主体である市を信頼していなければ成立しない。建設予定地となった No.10 の周辺住民は、いったん除外されて再浮上した経緯について、市の意図的な操作を感じており、もとより信頼関係は危うい状態にあった。その再浮上の理由に関する市の説明は重要であったのだが、当初は場当たりの感が否めず、後になって別の説明に変更されるなど、信頼関係を自ら崩壊させてしまうようなものであった。

建設予定地周辺の住民代表委員が、アセス検討会議の席を立ち辞任した後でも、市は地元町会や自治会を対象に説明会を積極的に開催するなど、時間と労力をかけて住

民の理解を得ようと努力していた。しかし、一旦崩壊した信頼関係を再構築するのは難しく、立地選定過程における疑義をめぐる対立は、工事着手の直前まで継続した。最終的には、公害防止協定や覚書を締結することで、建設への一応の合意を形成することはできたが、協定や覚書に盛り込まれたことを条件とする、条件付合意であったと思われる。

また、計画アセスメントの結果を踏まえて課題面とデメリット面の相対比較を行い、建設予定地として No.10 を選定したとしているが、柏市で行われた計画アセスメントは住民不参加の下で行われたものであり、本来の意味での計画アセスメントではない。計画段階で環境配慮を行おうという意図は見え、4 つの候補地の中に清掃工場ができた場合に環境面で大きな問題が生じるものは無いか、確認した程度のものであった。

さらに、課題面とデメリット面の相対比較については、主観的要素が排除できない評価を市が行って、それを住民に単に納得してもらうという発想にそもそも無理があった。考え方を少し変えれば、結果が簡単に変わるからである。こうした評価こそ、利害関係者がきちんと参加して、公開の場で議論し、評価基準や方法について合意を形成しながらやらなければ意味が無い。逆に、市が決めた結果を、客観的なものとして押し付けようとするれば、住民との対立は深まるし、信頼も失わせてしまうだろうことから、候補地間の相対比較を行うことの意味が無くなってしまう。

4-3 住民参加の下での立地選定の可能性

環境リスクを伴う嫌悪施設は、補償的措置では解消し難い受苦を、その施設が立地した周辺地域にもたらす（第1章）。そうした受苦の存在は、人々の選択的行動に影響を与え、結果として施設周辺地域に分配的な不公正をもたらす場合がある（第2章）。一部の人に受苦と分配的な不公正の受容を要請するのであれば、そのための社会的合意を形成することが公正の観点から必要である（第1章）。そして、受苦の1つとしての環境リスクの受容に関しても、利害関係者の社会的合意として判断される必要があり、そのためのリスク・コミュニケーションを成立させるためには、利害関係者のリスク判断に関する価値情報を交流する場が必要であるとともに、明確な決定手続きに利害関係者が参加できなければならない（第3章）。

以上のような立地を可能にするためには、立地選定段階から利害関係者が参加し、誰に受苦と分配的な不公正の受容を要請するといったことやリスク判断について、合意を積み重ねていかなければならない。これは、利害関係者の参加の下で、立地可能範囲から社会面・経済面・環境面で比較検討して立地に最適な地点を選定していくことであり、戦略的環境アセスメント（SEA: Strategic Environmental Assessment）の適用が有効である。

原科（1999）によると、SEA とは政策段階や計画段階という意味決定の戦略的な段階から行うアセスメントであって、事業前の計画やプログラムの段階や、さらに前の政策段階で環境配慮を行うための総称である（図 4-3-1）。ただし、中信地区・廃棄物処理施設検討委員会（2003）が指摘するように、わが国では試行例はあるものの、SEA の本格的な実施例は未だ無い。原科・持木（2002）は、自治体の SEA 導入状況について 47 都道府県と 12 政令指定都市を対象に調査し、2002 年 1 月時点では厳格な意味での SEA を導入している自治体は無いとした。また、条件を緩和した準 SEA 制度を導

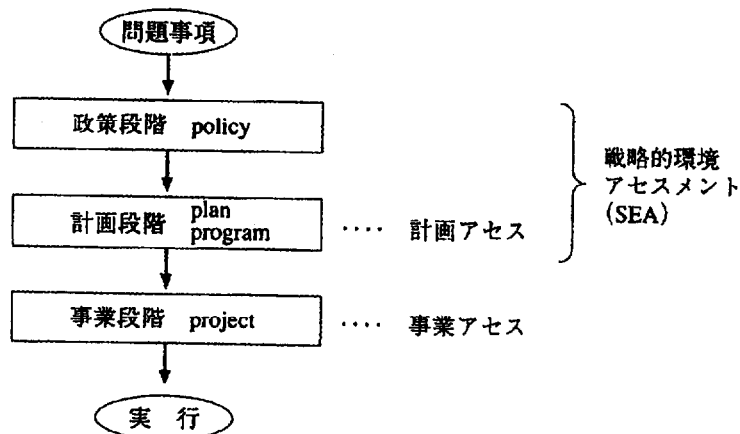


図 4-3-1 SEA の位置づけ(原科 1999)

入している自治体の中で、「複数案の比較検討」を行っているのは三重県のみであったともしている。

SEA 自体が普及していない中で、環境リスクを伴う嫌悪施設の立地選定として SEA 的手法を用いた事例は、2003 年 12 月時点では進行中の長野県中信地区の廃棄物処理施設整備がただ 1 つの事例である。本事例の 2003 年 3 月までの経過は次の通りである。

長野県中信地区（図 4-3-2）は、松本市・大町市・木曽郡等の 37 市町村で構成される。最終処分場の残存容量が逼迫していたことから、公共関与により最終処分場を整備する主体として 1993 年に設立された長野県廃棄物処理事業団が、1997 年に豊科町東山地区の採土場周辺を候補地として事業アセスメントを実施し、地元 4 区に整備計画に対する同意を求めた。

しかし、2000 年 11 月に行われた住民投票の結果、4 区のうち 1 区において同意を得ることができず、2001 年 5 月に知事が豊科町東山地区での整備計画を白紙に戻し、中信地区における廃棄物処理施設整備のあり方について検討するため、中信地区・廃棄物処理施設検討委員会（以降、検討委員会と表記）を設置した。

検討委員会は、2001 年 5 月から 2003 年 3 月までに、本委員会だけでも 33 回に及ぶ議論を行い終了した。検討会議は、まず廃棄物処理施設の必要性の有無を確認し、次に廃棄物の減量化と適正処理方策をとりまとめた。さらに立地候補地を絞り込む手順である「立地ルール」を定め、スクリーニングを行って複数候補エリアの抽出までを行った。その後の複数候補地の選定作業は、後継委員会である中信地区廃棄物検討委員会において行われている。

長野県生活環境部廃棄物対策課（2003）によると、検討委員会の特徴は次の 7 点である。下記 3)4)にあるように徹底した情報公開を行うとともに、下記 5)のように住民参加や情報交流も推進した。情報公開の方法としては、本委員会のビデオ貸し出しや CATV でのノーカット放送、議事録のホームページ上での公開、県が所有する情報の

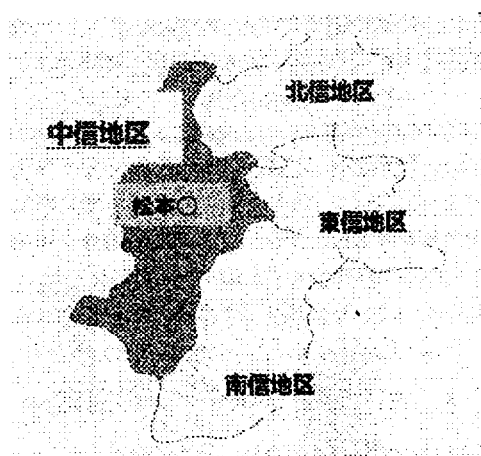


図 4-3-2 中信地区の長野県内の位置 ^{註 4-1-1}

最大限の公開、各分野の専門家を委員会に招いてのヒアリングの実施などを行った。
また、情報交流の方法としては、パブリックコメントの募集、市町村および県民との意見交換会の実施、ホームページ上での意見募集、委員有志によるニュースレターの発行などを行った。

- 1) 委員構成は行政から独立する判断で選定する
- 2) 事務局は行政からの独立を確保する
- 3) 委員会およびワーキンググループは原則公開とする
- 4) 情報公開を徹底する
- 5) 幅広い県民の意見聴取を行う
- 6) 適切な間隔で会議を開催する
- 7) 地域の利害関係から中立な委員長を選ぶ

本事例の特徴は、以上のような徹底した情報公開・住民参加の下で、立地ルールを定め、公開された状況でスクリーニングを行って候補エリアを複数抽出したことにあ
る。定められた立地ルールは次の４段階を踏むこととされており、2003年3月時点では第2段階が終了している。

- 1) スクリーニング項目の確定
- 2) 複数候補エリアの抽出
- 3) 複数立地候補地（SEAの対象地域）の列挙
- 4) SEAによる評価

今後、後継委員会においてSEA対象地選定され、SEAによる複数候補の比較による立地選定がなされる予定である。もちろん、今後具体的な候補地を選定していく過程で問題が生じる可能性もあるのだが、少なくとも立地選定過程に住民が参加して、合意を積み重ねていくことが可能であることを示唆するものである。

第4章註

註 4-1-1 長野県生活環境部廃棄物対策課 (2003) p.61

註 4-2-1 1993 年 12 月 24 日付資料『施設整備用地の選定に係る基礎調査 (途中経過)』より転載

註 4-2-2 1995 年 12 月 19～22 日に開催された地元説明会の資料から転載

第4章参考文献

中信地区・廃棄物処理施設検討委員会 (2003) 長野県中信地区・廃棄物処理施設検討委員会報告書.

原科幸彦 (1999) 戦略的環境アセスメントとは何か. 日本不動産学会誌, 13(3), 93-99

原科幸彦・持木克之 (2002) 自治体における戦略的環境アセスメントの導入状況とその要因—方法論開発の前提条件の確認—. in 戦略的環境アセスメントの方法論の開発に関する研究—その予備的検討—. 平成 11、12、13 年度 文部科学省 科学研究費補助金 基盤研究 (B) (2) 研究成果報告書, 研究代表者 原科幸彦

Millstone, E. & van Zwanenberg, P. (2000) A crisis of trust: For science, scientists or for institution? *Nature Medicine*, 6, 1307～1308

長野県生活環境部廃棄物対策課 (2003) 中信地区・廃棄物処理施設検討委員会の取組みについて. 計画行政, 26(3), 61-67

中谷内一也 (2003) 『環境リスク心理学』ナカニシヤ出版

渡部幹・春名康宏・北田淳子 (1994) 「原子力発電の安全性に対する信頼の構造」*INSS Journal*, 1, 69～92

山岸俊男 (1998) 『信頼の構造』東京大学出版会

終章 結論

終章—各章の要約

—第1章—

環境リスクを伴う嫌悪施設立地が周辺地域にもたらす受苦と公正性の概念を整理したうえで、一部住民に受苦の受容を要請するにはリスクの受容可能性と立地選定に関する合意を形成する必要があることを示した。まず、受苦は次の3つに分けて考えることができる。第1に交通混雑や騒音などある程度確実に発生することが予想される環境悪化、第2に環境リスク、第3に科学的に安全であるとされてもなお一般に嫌悪されるという性質から生じるかもしれない社会的影響である。この中で環境リスクと社会的影響が、解消困難な受苦となっている。

また、公正性は結果としての受益や受苦の配分に関する分配的公正と、配分結果を決定する手続き的公正に分けて捉えることができ、分配的公正の評価視点としては、社会的ミニマムとしての安全性・施設の必要性和立地位置の最適性・受益と受苦負担の衡平性の3つが挙げられる。環境リスクは安全性に対応し、その受容可能性に関する合意を形成する手続きとしてのリスク・コミュニケーションが重要である。社会的影響は衡平性に対応し、受苦負担に相応しい補償が問題となるが、その検討を行うためには、環境リスクの受容可能性に関する合意に加えて立地位置の最適性に関する合意が形成されていることが前提となる。

—第2章—

廃棄物施設周辺地域の土地利用変化と資産価値変化の両面から、施設立地により分配的な不公正が生じていることを示した。まず土地利用変化に関しては、定常分布で比較すると、処理施設が立地するメッシュの方が公園の比率が高くなる地域があり、施設周辺で追加的な環境整備が必要とされることが要因と推察された。これは、施設立地が周辺地域の計画や発展方向に影響を与え得ることを示している。また、資産価値への影響に関しては、Delaunay 三角形を用いて幾何学的に任意の地点の地価を推定することにより、面的な広がりを持つ地域の資産価値を算出する手法を開発した。この指標を用いて、将来の地域資産価値の分布に関する分析した結果、同等な都市的ポテンシャルを有する地域であっても、施設立地により資産価値の上昇可能性が抑制される場合があることが分かった。これは、施設立地が周辺地域のオプション的価値を低下させ得ることを示している。以上で示した不公正は、都市外縁部の開発途上地域において特に見られた。

－第３章－

利害関係者のリスク・コミュニケーションによりリスク判断に関する合意を形成するための条件を示すとともに、合意結果に見られる特徴を明らかにした。まず、リスク・コミュニケーションは、その化学物質に関する科学的情報の理解を共有するだけでなく、受容可能なリスク水準に関する合意を形成する過程でもある。こうしたリスク・コミュニケーションは、利害関係者が参加し、必要な情報を収集・生産して公開するとともに、明確な手続きの下で行われなければならない。リスク情報が限定されていた福井県敦賀市のゴルフ場立地紛争では、非専門家である住民が判断に必要な情報を生産して公開し、決定の手続き自体も利害関係者に公開された場で決定した。そして、リスク判断は信頼性の高い提供主体に同調したものとなった。また、豊島の産業廃棄物不法投棄事件や千葉県柏市の第二清掃工場立地紛争事例におけるリスクに関する合意には、過剰とも言える条件が含まれていたが、それが生じた背景には合意形成過程で生じたリスク管理主体への不信感があった。

－第４章－

嫌悪施設の立地選定過程の情報が公開されない場合の問題を明らかにし、今後の立地選定のあり方について検討した。情報非公開の状況では、情報提供側の場当たりの対応により提供した情報に齟齬を生じ、それが不信感につながって立地への合意形成を困難にする場合があった。また、立地候補地間での相対比較を行う場合には、優劣の判断から主観的要素を排除することができないので、公開の場で利害関係者参加の下で行う必要があった。リスク判断の場合と同様に、結果としての合意には立地主体の信頼性が反映されるので、社会的に妥当と評価される合意形成のためには、信頼関係を醸成する仕組みとしての情報公開が不可欠である。長野県中信地区の廃棄物処理施設整備は現時点では進行中であるが、住民を含む利害関係者が参加して立地選定を行っている日本で初めての事例である。もちろん、今後候補地を選定していく過程で問題が生じる可能性もあるのだが、少なくとも立地選定過程に住民が参加して、合意を積み重ねていくことが可能であることを示唆するものである。

終章－結論

本研究の結論は次の３点に要約することができる。

第１に、嫌悪施設の立地が周辺地域に受苦をもたらす結果として分配的な不公正が生じていることが、廃棄物処理施設を例として、土地利用変化と資産価値変化の両面から示された。土地利用変化面については、施設周辺で追加的な環境整備が必要とされる場合があり、これは施設立地が周辺地域の計画に影響を与え得ることを示している。また、資産価値変化面については、施設立地により資産価値の上昇可能性が抑制される場合があり、これは施設立地が周辺地域のオプション的価値を低下させ得ることを示している。ただし、これらの影響は都市的ポテンシャルで同等な地域に分類したとき、都市外縁部の地域において見られた。

第２に、受容可能な環境リスクの水準に関する合意を形成するためのリスク・コミュニケーションを成立させるには、信頼できる環境リスク情報・リスク判断に関する価値情報の交流の場・決め方自体への合意が必要であることが分かった。また、リスクへの合意はリスク管理主体への信頼性が反映されたものとなり、信頼関係が損なわれている場合には、過剰とも言えるような措置が合意のために必要とされた。

第３に、嫌悪施設の立地選定において複数候補を相対比較する場合、主観的要素を排除することができないので、利害関係住民が参加する透明なプロセスで行わなければならないことが分かった。また、非公開の情報を小出しにして、結果的に説明に齟齬が生じてしまうと、住民に強い不信感を抱かせて施設立地が困難となる場合があるため、立地選定過程の情報を公開することが立地主体への信頼を生むために必要と考えられた。

謝辞

私がこの学位論文をまとめるための具体的作業に入ったのは、1996 年末のことであった。当時システム・エンジニアとして興銀システム開発株式会社に勤務していた私は、会社を退職し大学に戻ることを選択したのだが、そうした私のわがままを許し、快く送り出してくれた興銀システム開発、ならびに日本興業銀行の皆さまに御礼申し上げたい。当時私が携わっていた、市場営業やリスク管理業務を通じて得た知識や技術は、本論第 2 章において活かされている。

着手してからこの本論が完成するまで、いつの間にか 7 年強の歳月が経過している。その長期間にわたり、主査でもある原科幸彦教授（東京工業大学環境理工学創造専攻）は、一貫して私を励まし、辛抱強くご指導して下さいました。思えば、私が原科先生の直接のご指導を受け始めたのは、東京工業大学社会工学科の 4 年生の時に先生の研究室に所属するようになってからであり、それは 1990 年の 4 月のことであった。その十数年もの間、なかなか成長しない私を温かく見守り、様々な研究機会や環境を与えて下さった原科先生の下であったからこそ、私は学位論文をまとめることができたのだと思う。先生には、いくら感謝しても足りない。

また、原科研究室では、多くの良き先輩・同期・後輩に恵まれた。村山武彦さん（現早稲田大学教授）、朝倉暁生さん（現江戸川大学助教授）、松本安生さん（現神奈川大学助教授）、阿部直也さん（現米国コーネル大学）、岡田雅代さん（現 OKADA PLANNING LAB 主宰）など、いつまでもモタモタしている私を励まし、ウサ晴らしにも気軽にお付き合いいただける友人が居たことは、精神的な支えでもあった。さらに、原科研究室の錦澤滋雄助手はじめ、ゼミ生の皆さまには研究に関する議論に応じていただくとともに、示唆に富んだ多くのご意見をいただいた。

そして、本学位論文の審査を担当して下さいました衣笠善博教授、吉川邦夫教授、山中浩明助教授、大迫政浩客員助教授（ともに東京工業大学環境理工学創造専攻）には、お忙しい中発表会などでお時間を割いていただくとともに、多くの前向きなご意見をいただいた。いずれも、本論に反映すべく努力したわけであるが、なお残る不備は専ら筆者である私の責任であることは言うまでもなく、今後の課題として真摯に取り組んで行きたい。

現在私は麗澤大学国際経済学部で勤務しているが、勤務先においても多くの教職員の皆さまに、この学位論文をまとめる過程でお世話になった。特に、高辻秀興教授とは、本論第 2 章に関係する幾つかの研究に共同で取り組み、多くの有益なご助言をいただいた。また、小野宏哉教授には、日頃からご鞭撻いただくとともに、本論第 4 章に関する膨大な情報をご提供いただいた。下田健人助教授には、研究のことはともかく、たくさんのお酒を飲ませていただき、煮詰まっているところをリフレッシュして

いただいた。そして、三宅満紀子助手には、私が担当する授業などをサポートしていただき、研究に使える時間を増やしていただいた。さらに、麗澤大学経済社会総合研究センターには、幾つかの研究プロジェクトについて費用面でのご支援をいただき、その成果は本論第 2 章に活かされている。大学という職場であれ、働きながら学位論文をまとめるのは時間的に厳しいこともあったが、職場でいただいた様々なご支援により乗り切れたように思う。

最後に私事ではあるが、私の家族への謝意を述べさせていただきたい。両親は、未だ何者になるか分からぬ息子に、惜しみない支援をしてくれた。大学院修了後勤めていた会社を辞め、振り出しに戻ったような状態であっても、生活面に不安を覚えることがなかったのは両親のおかげであった。また、2 人の息子である大樹と勇樹には、研究を口実にあまり構って来なかったことを申し訳なく思う。特に昨年 6 歳になった大樹には、寂しい思いをさせて来ただろう。彼がある程度の年齢になって、この論文を読む機会があったら、今の父親の振る舞いを理解してくれるだろうか。最後に、家のことを一手に引き受け、さらに私を励まし続けてくれた妻の朋子にありがとうと言いたい。

2004 年 2 月吉日