

第 5 節 溪流生態系の再生

鈴木雅一¹⁾・山根正伸²⁾・鈴木透³⁾・内山佳美²⁾・笹川裕史²⁾・吉田剛司⁴⁾・原慶太郎⁵⁾

Restoration of Mountain Stream Ecosystem

Masakazu Suzuki, Masanobu Yamane, Toru Suzuki, Yoshimi Uchiyama, Hiroshi Sasakawa,

Tsuyoshi Yoshida & Keitaro Hara

要約

溪流は丹沢を特徴づける景観の一つであるが、現在、溪流の水・土・生きものに関して様々な問題が起きている。しかし、特に溪流生態系についてのデータは少なく、これまで評価されてきた事例も少ない。そこで溪流生態系の再生対策を検討するための総合解析として、これまでの知見や e-Tanzawa のデータベースを用いて広域における土砂災害、溪流環境、生きもの、水質に関する現状とリスク評価を行い、溪流生態系の保全に向けた対策を検討した。その結果、丹沢全体で多くの流域が重点対策地域に選定され、渓流域を対象とする溪流生態系の再生は丹沢の再生において重要であることが明らかになった。さらに、今後対策を進めるに当たっては、溪流生態系に関する情報が未だ十分でないことから、調査の継続や事業に対するモニタリングを行い、順応的に対策を進める必要があると考えられた。

I はじめに

溪流は、丹沢の自然環境を特徴づける景観の一つである。もともと丹沢には谷や溪流が多く存在する。その溪流は、大小多くの滝が連なって変化に富み、沢登りの場として多くの愛好者に親しまれてきた。さらに、溪流の周囲には、水域との相互作用によって溪畔林が生育し、溪流と一体となって多様な溪流生態系を育む環境を形成している。また、これまで丹沢の溪流では、治山・治水や利水行政での施策が展開され、土砂災害防止対策のための堰堤や、都市部の水需要増大に対応するための利水ダムが建設されてきた。

丹沢の溪流の実態については、これまで主に防災や水利用施策の観点から個別に調査が行われてきたが、それぞれの所管で情報が蓄積されており総合的な実態把握には至っていない。一方、生きものの観点からは、前回の総合調査で堰堤等の人工構造物が溪流生態系に影響を与えていることが指摘された(丹沢大山自然環境総合調査団, 1997)。そのため、溪流生態系の保全は、丹沢の自然環境を保全する上での課題の一つとなっている。

そこで、今回の総合調査では、個々の分野を相互に関連づけるとともに長期・広域的に溪流の実態を調査し、その問題構造を明らかにした。さらに、それに基づいて丹沢全域の溪流の現状を客観的に評価することにより溪流生態系の保全のための効果的な対策を検討することを目的とした。

本稿では、総合解析の手順(第 6 章第 1 節)に従って、まず溪流の現状を整理して示した。次に現状評価や対策検討のための手法と評価結果を示した。最後に、それに基づいて検討した溪流生態系再生のための対策を示した。

II 溪流生態系の現状

1. 災害に伴う土砂流出

丹沢山地は、1923 年の関東大震災により、当時乱伐により荒廃していた林野の 7% の面積にあたる 8,632ha が崩壊した。その後 1950 年頃までは、台風や豪雨による災害

が相次ぎ、それ以降は 1972 年の災害(昭和 47 年災害)以外に大きな災害は起きていない。これら災害で発生した崩壊地の変遷を中川川・玄倉川流域で見ると、昭和 47 年災害での一時的増加を除き、関東大震災以降は全体として減少傾向であることが確認できた(第 3 章第 3 節 II)。

1979 年の三保ダム完成以降について、中川川・玄倉川流域からの土砂流出量を実績で見ると、全国の他のダム流域と比較しても多い量が年々一律に流出していた(第 3 章第 3 節 I)。しかし、その中の中川川流域のいくつかの小流域で見ると、生産土砂量の分布に偏りが認められ、その分布は、昭和 47 年災害よりも関東大震災で発生した崩壊地分布と良く対応した(第 3 章第 3 節 I)。このことから、過去の崩壊により生産されて現在溪流に堆積している土砂が、毎年の降雨によって侵食されて流出していることが前述の土砂流出特性の原因であると考えられた。

このような土砂流出対策のため、過去から設置されてきた砂防えん堤や治山施設は、コンクリート構造物の並ぶ人工的な眺望へと丹沢の溪流を変化させたが、近年の丹沢の土砂災害の減少に寄与している。しかし、それでも前述のように土砂流出量自体が多いため、三保ダムの貯水池である丹沢湖では計画以上の速さで土砂が流入している。流入土砂の防止と堆砂土砂の除去を目的として、1994 年に世附川貯砂ダム、1998 年に河内川貯砂ダムが建設されているが、堆砂土砂の除去量を上回る速さで堆砂が進行し、ダムの寿命を短縮する可能性が考えられる。

また、人工構造物が設置された箇所では上下流が分断されることにより、主に淡水魚の移動に影響があることが明らかになった。カジカは、自然度の高い環境にしか生息しないが、すでに東丹沢中津川流域では激減していた(第 2 章第 5 節 I - 2)。一方、西丹沢世附川流域では、生息は確認されたが、上下流の分断により個体群が孤立していた(第 2 章第 5 節 I - 2)。さらに、イワナやヤマメの個体数と質(肥満度)を調査した結果から、東丹沢中津川流域より西丹沢世附川流域の方が魚類にとって良好な生息環境であることが明らかになった(第 2 章第 5 節 I - 2)。要因としては、溪流の荒廃状況や勾配のほか、えん堤等構造物の設置状況が関係していると考えられた。

1) 東京大学 2) 神奈川県自然環境保全センター研究部 3) NPO 法人 EnVision 環境保全事務所 4) (財)自然環境研究センター 5) 東京情報大学

2. 林床植生の衰退に伴う土壌流出と水の流出

前述した従来からある土砂の問題に対して、近年高標高域を中心としたシカ個体群の過密化によっても溪流の問題が発生している。今回東丹沢の堂平で行った調査結果から、シカの採食圧により林床植生が衰退した箇所では、年間4～9mmの厚さに相当する地表面の著しい土壌侵食が確認された（第3章第3節IV）。同様に人工林においても、特に東丹沢の緩斜面において光環境の悪化とシカ採食圧の影響により土壌侵食が顕著に見られた（第4章第3節I-1）。そのような土壌侵食の著しい流域の下流では、溪流に微細土砂が多く流出しており、豪雨後には宮ヶ瀬ダムに濁水が流入しているのも見られた。

微細土砂が溪流に流入すると、附着性藻類や底生動物の生存量に影響する。堂平沢とワサビ沢で底生動物と藻類の生存量を比較した調査結果では、ワサビ沢の方が多い傾向が認められ、流域からの土壌流出量が関係していると考えられた（第2章第5節III-1）。また、両生類について、前回の総合調査の結果と比較すると、東丹沢で溪岸の林床植生が衰退し、土壌侵食がみられる箇所では著しく出現率が低下していた（第2章第5節II）。特にシカの影響が大きい東丹沢では、今後ヒダサンショウウオの生息地が消滅する可能性があると考えられた。

現状の水質については、微細土砂による溪流の濁水のほかには大きな問題は認められなかったが、一部の流域で富栄養化の原因となる硝酸濃度が高いことがわかり、今後の監視が必要であると考えられた（第3章第2節II）。さらに、前述のように侵食により表層土壌が流出した箇所では、雨水が地中に浸透し難くなっており、森林土壌による保水能力の低下も懸念される（第3章第3節IV）。このように、流域における林床植生の衰退と土壌・落葉層の流出

は、溪流からの水流出量の不安定化を引き起こす要因となると考えられた。

3. 利用に伴う溪流の改変

人間による利用など人為的な影響も溪流に大きな影響を与えている。1950年代から国の造林政策により、丹沢でも植林や森林施業のための林道建設が行われてきた。現在では植林した樹木も成長しているが、森林施業に伴って、溪流周辺の自然の改変も見られる。溪畔域が皆伐地等の無立木地やスギやヒノキの植林地になった箇所では、魚類では落下昆虫等のえさ供給の減少、水生昆虫類や藻類では生存量の低下につながっていると指摘されている。全体的に水生生物の生息環境が良好である世附川流域においても、溪畔域が皆伐地や造林地の箇所と比較して、落葉広葉樹がある程度の幅で存在する箇所の方が、水生生物が豊かであることが明らかとなった（第3章第2節III）。また、取水せきでの取水によっても溪流が改変されている。通常は滞留する水域に多く存在するアオミドロが、丹沢のダム直下の溪流にも見られ、他地域のダムと共通の現象が発生している（第2章第5節III-2）。

淡水魚のイワナ、ヤマメでは、他地域に由来する個体群の放流が以前から行われ、すでに在来個体群との遺伝的攪乱が問題となっている（第2章第5節I-5）。さらに近年では、放流による外来魚のオコチバスやブルーギルが丹沢湖、宮ヶ瀬湖で確認されており、在来種の生息が脅かされる恐れがある。

III 現状の評価

1. 評価手法

以上に述べた溪流生態系の現状について、原因－現状－問題を関連づけることにより問題構造を整理して要因関連図に示した（図1）。これらの原因の背景には、急峻な地形、脆弱な地質といった元来丹沢の持つ個性が影響していた。そして土が原因となる問題では、何十年も前に生産された土砂が現在に至るまで年々流出し続ける「長期性」、流域内の森林で侵食された土壌が溪流を流下するという「広域性」といった自然環境の特性が作用して特定の問題を引き起こしていた。また、人間による利用が原因となる問題では、個々の自然の改変は小規模でも箇所が多くなると丹沢全体での生物多様性低下につながる可能性がある。このように溪流生態系の問題には、元来の丹沢の個性を背景として、災害・生きもの・人間といった要因が大きく影響していることが明らかとなった。

このことから、溪流の現状評価や対策の検討のための解析では、前述のような影響要因が鍵になると考えられた。しかし、このような要因に関する情報は、今回の総合調査結果だけでは地域や項目が限定されているため、丹沢全域の溪流の現状分析には不十分である。

そのため、このような問題を解決するために丹沢大山総合調査では、過去の調査データや広域の基盤情報についてのGISデータベース（e-Tanzawa）を構築してきた（第5章第2節III）。これによって、溪流生態系に関して丹沢全体におけるある程度の現状評価を行うことが可能である。そこで、溪流の総合解析では、個別の調査結果の他にそれらのデータを用いて、土砂、生きもの、溪流環境といった側面から溪流の現状を分析するとともに、土砂災害リスク、

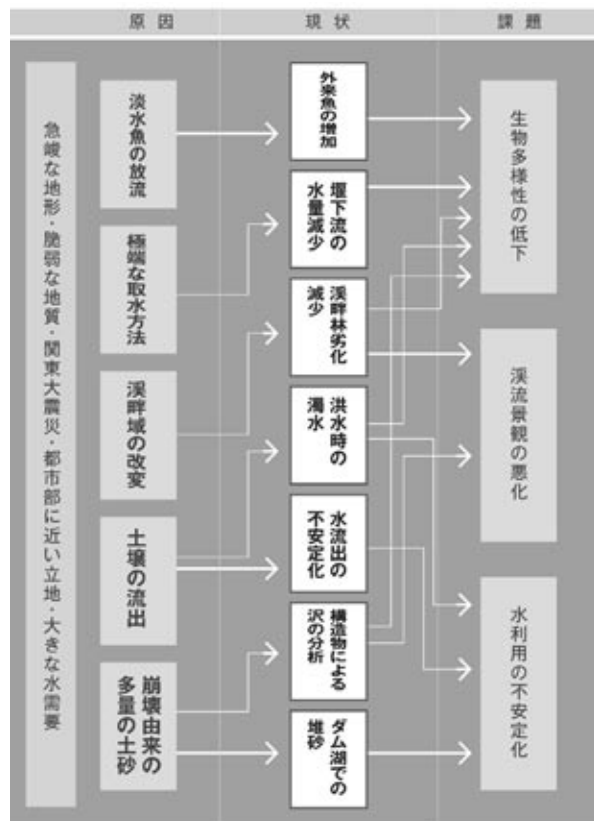


図1. 要因関連図

表 1 溪流の総合解析に用いた既存データ

要因	使用データ
地形・植生条件	DEM, 植生, ササの分布
生きもの	魚類の放流位置
人工構造物	堰堤の位置, キャンプ場の位置
溪流環境	溪流沿いの植林地割合
災害	関東大震災による崩壊地の分布

生きもの絶滅リスク, 水質悪化リスクについて評価した。解析に用いた既存データについては, 表 1 のとおりである。

(1) 土砂災害リスク評価

土砂災害のリスク評価は, 関東大震災時の崩壊地の面積と一般土壌流出方程式 (Universal Soil Loss Equation : 以下, USLE) から推定した丹沢の農地を除く地域からの土砂流出量を用いて評価した。

USLE は, 下記の式から計算される。

$$A = R \times K \times LS \times P \times C$$

A: 年間土壌流出量 (t/ha)

R: 降雨係数 (MJ * mm / ha * h), K: 土壌係数 (t * h / MJ * mm), LS: 地形係数 (L: 斜面長係数, S: 傾斜係数),

C: 作物及び管理係数, P: 全係数

降雨係数 (MJ * mm / ha * h) は降雨エネルギーや降雨強度を示す値であり, 今回は 60 分間降雨強度による R の簡便計算法 (細山田・藤原, 1984) を用いて算出した。

土壌係数 (0 ≤ K ≤ 0.6) は, 土壌の侵食性を示す値であり, 谷山 (1998) の土壌型別の値を参照して設定した。地形係数 (L: 斜面長係数, S: 傾斜係数) は, 地形要素の侵

食を示す値であり, DEM を用いて下記の式から算出した。

$$LS = (L / 20.0)^{0.5} (68.19 \sin^2 \theta + 4.75 \sin \theta + 0.068)$$

作物及び管理係数 (0 ≤ C ≤ 1) は, 作物の種類や生育状態などの栽培管理条件が与える侵食への影響を示す値であり, 北原 (2002) と水・土再生調査チームの林床植生のカバー率ごとの土壌流出量の調査結果を参照して算出した。また, 保全係数 (0 ≤ P ≤ 1) は保全的耕作の効果を示す値であり, 北原 (2002) の値を参照して設定した。

土砂災害のリスク評価は, まず崩壊地面積と上記に示した式で推定した USLE を流域ごとに集計し, 3 ランク (小・中・大) にそれぞれ区分し, 図 2 で示したマトリックスから土砂災害リスクを評価した。

(2) 生きもの絶滅リスク評価

生きもの絶滅リスクは, 溪流環境と放流魚の現状評価を用いて評価した。溪流環境の現状評価は, 流域内のダム密度を算出して推定した溪流の分断化の指標と溪流の周辺 250m 以内の植林地割合を算出した推定した溪畔林の指標から流域ごとに 3 ランク (小・中・大) にそれぞれ区分し, 図 3 で示したマトリックスから溪流環境の現状を評価した。

このように算出した溪流環境の現状評価と魚の放流地点から推定した放流の指標を流域ごとに集計し, 3 ランクに分類した放流の現状評価を用いて, 生きもの絶滅リスクは図 4 に示したマトリックスから評価した。

(3) 水質悪化リスク評価

水質悪化リスクは, 上述した土砂災害リスクと溪畔林の現状評価から図 5 で示したマトリックスから評価した。

		小	中	大
崩壊地による現状評価	小	小	小	中
	中	小	中	大
	大	中	大	大

図 2. 土砂災害リスク評価のマトリックス

		小	中	大
溪畔林による現状評価	小	小	小	中
	中	小	中	大
	大	中	大	大

図 3. 溪流環境の現状評価のマトリックス

		小	中	大
放流魚による現状評価	小	小	小	中
	中	小	中	大
	大	中	大	大

図 4. 生きもの絶滅リスク評価のマトリックス

		小	中	大
崩壊地による現状評価	小	小	小	中
	中	小	中	大
	大	中	大	大

図 5. 水質悪化リスク評価のマトリックス



図 6. USLE による現状評価



図 7. 土砂災害リスク評価図

2. 評価結果

(1) 土砂災害リスク評価

関東大震災時の崩壊地と USLE から推定した土砂流出量を用いて現状の評価を行った。現状の評価として、流域ごとに崩壊地面積と USLE により推定した土砂流出量の合計を集計し、3 ランクに区分した。崩壊地は丹沢のほぼ全域に及んでいるため流域ごとに大きな差は見られなかった。また図 6 に USLE を用いて評価した図を示した。USLE による値は、ササによる林床植生が少ない流域で値が高くなる傾向を示した。今回用いた土壌のデータは精度が荒く、丹沢全域において大きな違いがないことや地形は全体的に急峻であることから林床植生による管理係数の違いが USLE の結果に大きく反映していると考えられた。

これらの崩壊地と USLE による現状評価から推定した土砂災害のリスク評価図を図 7 に示した。この評価手法からは、丹沢の中標高以上の地域では多くの流域において土砂災害のリスクが大きいことが明らかになった。特に大山から丹沢山にかけての流域はほぼ全域において土砂災害リスクが大と評価された。これらの流域は、過去の災害に加え、近年のニホンジカの過密化による林床植生の衰退による土壌流出が大きいためリスクが高くなったと考えられる。

(2) 生きもの絶滅リスク評価

生きもの絶滅リスクを評価するために、まず溪流環境を人工構造物の密度と溪流沿いの植林割合から溪流環境の現状を評価した(図 8)。その結果、大山から丹沢山、菰釣山から三国山にかけての流域で溪流環境が比較的劣化

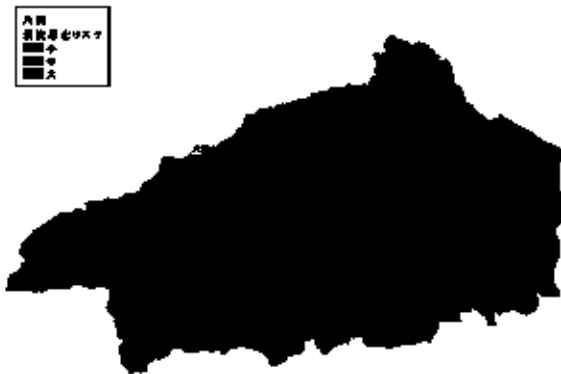


図 8. 溪流環境の現状評価

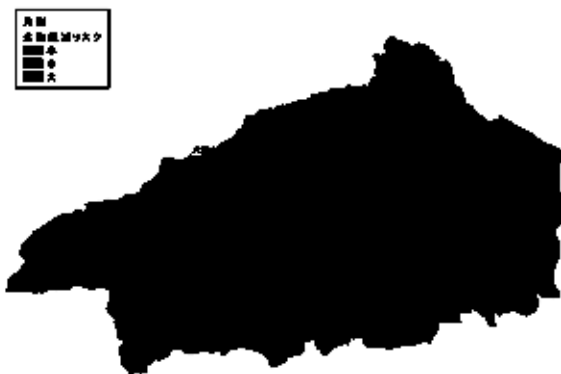


図 9. 生きもの絶滅リスク評価図

していると評価された。これは、高標高では国定公園の特別保護地区に設定されているため人工構造物がない、もしくは少なくなっていること、中標高域で植林が多いことを反映していると考えられた。

さらに、これらの溪流環境の現状評価と魚の放流の現状評価から推定した生きもの絶滅リスクの評価図を図 9 に示した。この評価手法を用いた生きもの絶滅リスク評価では、大山周辺と道志川周辺の流域についてリスクが高いと評価された。このような流域では、溪流や溪流環境共に人為的影響が大きいため、生きもの絶滅リスクが大きくなったと考えられた。

(3) 水質悪化リスク評価

土砂災害リスクと溪畔林の現状評価から水質悪化のリスク評価を行った(図 10)。この評価手法で検討した結果、大山、丹沢山、宮ヶ瀬湖周辺の流域において水質悪化のリスクが高い傾向を示した。これらの流域では、土砂流出が多く、溪畔林も人為的に改変されているため水質が悪化するリスクが高くなっていると考えられた。

IV 溪流生態系の再生にむけた対策

1. 必要な対策の整理

丹沢大山総合調査では、具体的な自然再生に向けた対策を検討するにあたって、数十年後の目指す姿として再生目標を設定した。溪流の再生目標には、「生きものとおいしい水を育む安心・安全な沢の再生」を掲げた(丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会編, 2006)。前述のように、丹沢の溪流は土砂流出量が多いため、その土砂が山地から溪流→河川→河口へと水とともに移動するのが本来の姿である。再生目標には、そのような土砂の多い特性を前提に、地域の安全性も確保しながら、人間も生きものも偏りなく溪流の恵みを楽しむことができるような豊かな沢を目指すという意味が込められている。

このような再生目標達成のためには、現状の問題に対して、その問題構造を踏まえて、問題の原因となっているものを除去・軽減する方法と、現在起こっている問題に直接対処する方法が考えられる。しかし、自然環境では気象や地質など人為による操作が不可能なものと、植生のようにある程度可能なものあり、さらに現状での社会・経済的な事情を踏まえる必要もある。

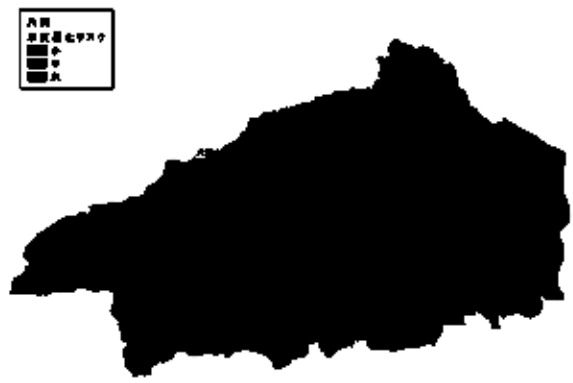


図 10. 水質悪化リスク評価図

表 2. 溪流生態系の対策案と主要事業

課題	対策	主要事業
ダム湖での堆砂	水利用の観点での水・土砂対策	大流域別の水・土総合的管理・モニタリング体制の整備
林床植生劣化由来の土壌の流出		流域としてのダム湖堆砂対策事業
		溪流への土壌流入防止事業
構造物による沢の分断	生きものとの共生のための対策	溪流生態系重点保存地区の設定
淡水魚の放流		重点対策地域における人工構造物の改修・撤去
極端な取水方法		溪畔林再生事業
		在来魚増殖、放流ガイドライン策定
溪畔域の改変	溪流景観と調和した利用のための対策	取水せき下流の対策検討
		溪流景観重点保存地区の設定
		溪畔林再生事業
		人工構造物改修などによる景観再生

このような考えから再生目標を達成するための解決すべき課題を絞り込むと、ダム湖での堆砂、林床植生劣化に由来する土壌流出、構造物による沢の分断、淡水魚の放流、極端な取水方法、溪畔域の改変が対策の必要な要因として考えられた（表 2）。そして、これらの課題を克服するためには、水利用の観点での水と土砂の対策、生きものとの共生のための対策、溪流景観と調和した利用のための対策が必要である。さらにこれらの対策は、溪流における現象の長期性、広域性を踏まえて、丹沢全体や大流域全体を対象とした総合的な溪流の管理を継続しながら、併せて現地での具体的な課題解決を行うべきであると考えられた。

(1) 水利用の観点での水と土砂の対策

総合的な管理の継続という視点では、ダム湖上流域やダムのない流域では里地里山域までの大流域を対象に、それぞれの流域の水と土砂の総合的な管理・モニタリングを行うための体制を早期に整備することが重要であると考えられた。これは、大気・気象や水量・水質、土砂流出などの自然環境の基盤となる現象を長期にモニタリングし、その情報の一元管理・提供をする体制を構築することにより、流域における従来の水・土砂関連事業の統合・順応的実施が可能になると考えられるためである。

また具体的な課題解決という視点では、ダム湖の堆砂対策については、場所によってはダム湖流入部のみでなく流域全体として総合的に対策を行っていく必要もあり、流域ごとの土砂流出の特性に応じた長期的な対策が必要である。また溪流への土砂流入については、森林での植生回復等による土壌の保全と同時に、溪畔域での対策として、林床植生の回復を行うことが重要である。

(2) 生きものとの共生のための対策

総合的な管理の継続という視点では、現状で人工構造物が無い地域で現状を保存する地域や、えん堤のスリット化などの改修により生きものとの共生する地域などを丹沢全体でのバランスを考慮して設定し、生態系モニタリングを長期に行うことが重要である。これにより、丹沢全体での溪流生物の絶滅や溪流生態系の劣化についての危機管理が可能になると考えられる。

また具体的な課題解決という視点では、溪畔林の再生については、生息環境としての機能が低下している溪畔域を

対象に、機能向上するために、例えば溪流沿いの人工林の自然林への誘導や、えん堤周辺の施工跡地への溪畔林の再生など現段階で比較的效果が高いと予想できる箇所から着手し、実施後の追跡調査・検証を併せて行うことにより、より効果的な溪畔林整備手法を確立させながら全体に溪畔林再生を図っていく必要がある。次に、淡水魚の放流については、外来魚の駆除や放流禁止の対策に加え、在来個体群の保存を図っていくためのガイドラインを策定することが重要であると考えられた。また、取水せき下流の環境については、さらに詳細な実態調査を行いながら再生の具体手法を検討していくことが必要である。

(3) 溪流景観と調和した利用のための対策

総合的な管理の継続という視点では、現在残されている良好な溪流の自然を将来にわたって保存する箇所も必要であるため、自然公園やエコツーリズムといった観点も踏まえて、現状の溪流景観を維持するエリアを早期に設定し保存していく必要がある。

また具体的な課題解決という視点では、すでに溪流景観が改変されている箇所等について、溪畔林の再生や現在ある人工構造物の改修等によって景観再生を行うことが必要であると考えられた。

2. 重点対策地域の候補

以上に示した対策事業を総合的かつ効果的に行うために、これまでの知見・調査結果や総合解析の結果を踏まえて、流域を単位とした重点対策地域の候補地の抽出を行った。

従来の治山対策と併せて土壌保全や林床植生回復などを通じた溪流への土砂流入防止事業が必要な「水利用の観点での水・土砂対策」を進める候補地（水利用水・土砂対策重点地域）は、総合解析による土砂災害リスク（図 7）の高い流域を選定した（図 11）。水利用水・土砂対策重点地域は、溪流の源頭部に崩壊地が多くある当山地の特性を反映して人工林・二次林域の多くの流域を選定された。

森林整備や植栽などによる「生きものとの共生のための溪畔林再生対策」の候補地（溪畔林再生重点地域）は、総合解析による水質悪化リスク（図 10）が高い流域を選定した（図 12）。

これらの流域は、すでにえん堤などが多数設置されていたり、人工林が沢の際まで植栽されたりしている場所が多く、水

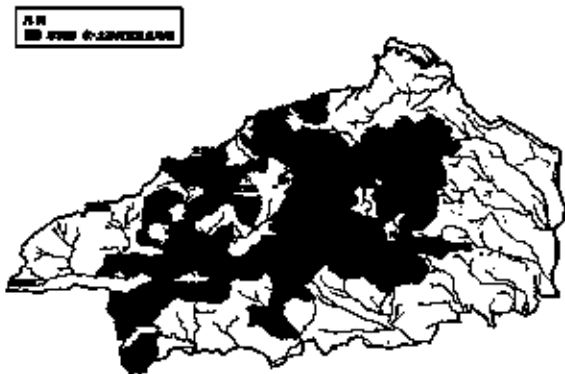


図 11. 水利用水・土砂対策重点地域

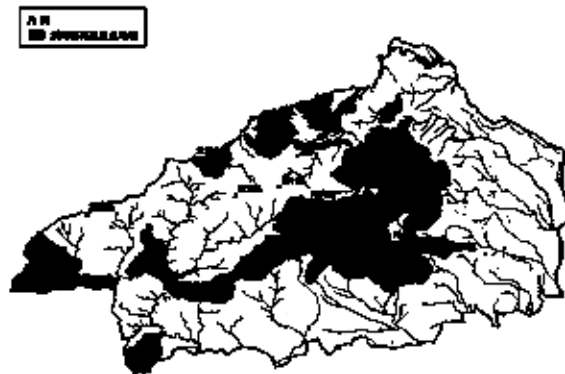


図 12. 溪畔林再生重点地域

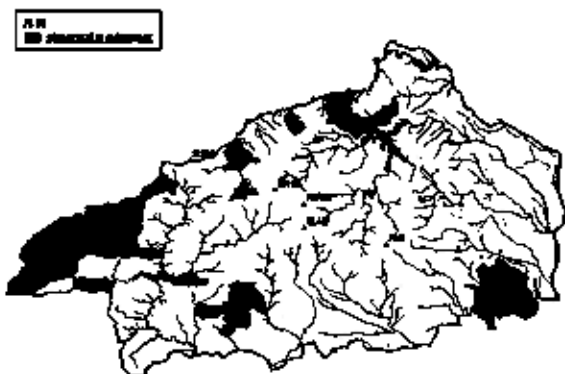


図 13. 溪流生態系重点保存地区

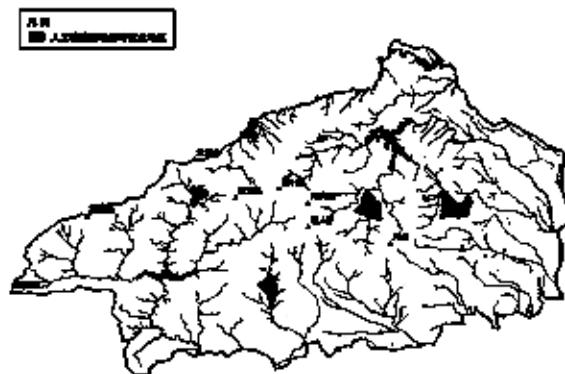


図 14. 人工構造物改修等重点地区

利用水・土砂対策重点地域と重なり合うかたちとなっている。

溪流の生物多様性保全に加えて景観保存の観点からも現状保存が望ましい「溪流生態系重点保存地区」は、生きもの絶滅リスク（図 9）が比較的高く、土砂災害リスク（図 7）の中程度の流域を選定した（図 13）。その結果、西丹沢モニタリングサイトの大又沢などを含む西丹沢の世附地域の流域や、前回総合調査で保護区の拡大の必要性が指摘された四十八瀬川流域、旧津久井町の一部の流域を選定した（図 13）。

なお、現行の丹沢大山保全対策で沢の重点管理区域に指定されている流域や、自然公園内の特別保護地区などは、良好な溪流環境や希少な動植物の生息地として、原則として現状を保存する流域として扱うことがふさわしいと考えられた。

また、地域固有の溪流生物の絶滅回避の観点から「沢の分断状況の改善」が必要な「人工構造物改修等重点地区」の候補地は、生きもの絶滅リスク（図 9）が高く、土砂災害リスク（図 7）の低い流域を選定した（図 14）。この結果、東丹沢の一ノ沢考証林を含む大洞沢流域などを選定した。

V おわりに

溪流生態系を再生するために、これまでの知見や調査結果を基に総合解析を行い、必要な対策と重点対策地域の候補地の選定を行った。その結果、丹沢全体で多くの流域が重点対策地域に選定され、渓流域を対象とした溪流生態系の再生は丹沢の自然再生において重要であることが

明らかになった。一方、これまで丹沢では土砂災害対策など多くの事業が行われ、砂防・治山に関しては一定の成果が得られてきたが、溪流生態系の実態に関する情報は限定されており、いまだ不明なことも多い。そのため、今後より効果的な渓流域の再生を行っていくために、調査の継続や事業に対するモニタリングを行い、順応的に対策を進める必要があると考えられた。

文 献

- 細山田健三・藤原輝男, 1984. 侵食流亡土量の予測に関する USLE の適用について (I) - USLE 適用の背景及び降雨係数 -, 農業土木学会誌, 52 (4) : 43-49.
- 北原 曜, 2002. 植生の表面侵食防止機能 砂防学会誌, 54 (5) : 92-101.
- 谷山一郎, 1998. 日本における USLE 土壌・作物係数の推定, 農林業による土砂流出防止機能評価の課題と展望. 6-14.
- 環境省編, 2002. 新・生物多様性国家戦略. 315pp. 環境省.
- 丹沢大山自然環境総合調査団, 1997. 調査のまとめと自然環境保全のための提言. 神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, 丹沢大山自然環境総合調査報告書. pp.1-11, 神奈川県環境部, 横浜
- 丹沢大山総合調査実行委員会調査企画部会編, 2006. 丹沢大山自然再生基本構想, 139pp. 丹沢大山総合調査実行委員会.