

平成 15 年度国土総合開発事業調整費

森・川・海をつながり重視した
豊かな漁場海域環境創出方策検討調査報告書

平成 16 年 3 月

水産庁漁港漁場整備部
林野庁森林整備部
国土交通省河川局

【 目 次 】

< 要約編 >

- 1 . 調査の目的 (1)
- 2 . 調査の内容 (1)
- 3 . 調査の結果 (2)

< 本 編 >

- 序章
 - 1 . 事業の目的
 - 2 . 事業の内容

- 第1章 森・川・海をつなぐに関する知見の整理 1
 - 1 . 既往文献調査 2
 - 2 . 研究者への聞き取り調査 101
 - 3 . アンケート調査 121

- 第2章 森・川・海のあるべき姿の検討 131
 - 1 . 本調査における「良好で豊かな漁場海域環境」の姿 132
 - 2 . 森・川・海全体を通じたつながりに係る知見等の再整理 133
 - 3 . 森・川・海の役割・機能、つながりに関する論点の整理 148

- 第3章 モデル地域における実態調査 153
 - 1 . 概要 154
 - 2 . モデル地域の抽出 156
 - 3 . モデル地域の状況 159
 - 4 . 現地調査 225

- 第4章 総合考察 353
 - 1 . 森・川・海の役割・機能、つながりに係る総合考察 354
 - 2 . 今後の検討課題等 366

- 第5章 今後の事業展開に向けて 367
 - 1 . 整備の方向性の検討 368
 - 2 . 整備方策の具体的検討 376

- 委員会の開催 378

- < フォローアップ計画書 > 398

森・川・海のつながりを重視した
豊かな漁場海域環境創出方策検討調査

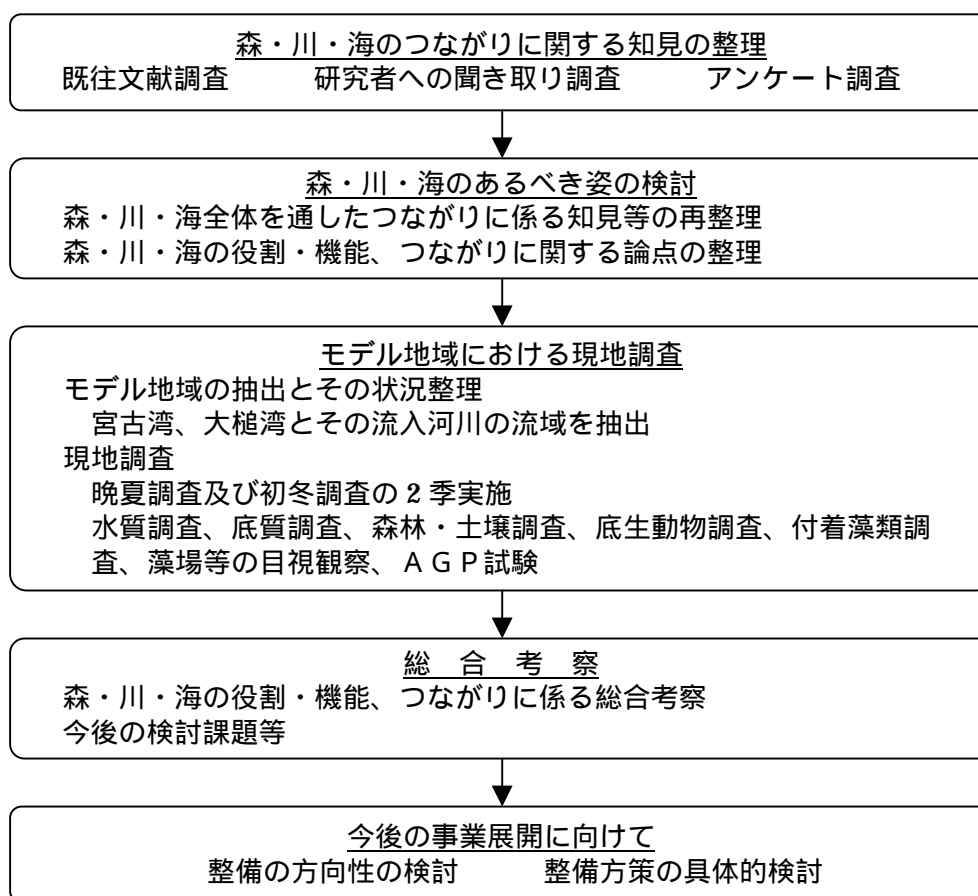
要 約 編

1. 調査の目的

本調査は各種公共事業や NPO、漁業者による環境活動等を実施するにあたって、森・川・海のつながりを重視して連携する方策について検討し、これらの視点から漁場海域の健全な生態系の維持・構築のための基本方針を策定することを目的とした。

2. 調査の内容

調査の内容は以下に示すフローのとおりである。なお、本調査においては「森・川・海のつながりを重視した豊かな漁場海域環境創出方策検討委員会」を設置し、委員会からの指導・助言等のもと、調査を実施した。



3. 調査の結果

(1) 総合考察

論点1：森林・河川から供給された栄養塩類は、海域の生産に寄与しているか？

モデル地域における現地調査により、森林から窒素、リンが低濃度ながら流出していること、その後、河川流下に伴い主に人為起源による高濃度・高負荷の窒素が新たに流入していること、一方、河川の流下に伴うリン濃度の変化はほとんど無いことが明らかになった。今後人為起源からの流出形態やその量等を明らかにし、今回得られた森林からの流出量との関係についても検証が必要と考えられる。

海域における窒素及びリン濃度については、河口域が最も高く、湾口に向かって減少していること、いずれの地点でも有機態の窒素、リンの占める割合が高いこと、クロロフィル a 濃度が高く、植物プランクトンの増殖等が確認されていることから、河川から河口域に供給された栄養塩類が海域の生産に寄与しており、特に河口域の存在が海域の生産に重要な役割を果たしていることが推察された。

珪酸濃度については、森林・河川で高い濃度を示し、海域流入後、濃度が低下する傾向がみられた。これは主に海域で珪藻類に摂取されたことに起因しているものと考えられ、森林・河川から供給された珪酸が海域の生産に寄与していることが示唆された。

論点2：森林・河川から供給された微量元素類は、海域の生産に寄与しているか？

モデル地域における現地調査では、森林域の岩石等から各種微量元素類の流出が認められ、河川を通じた海域への供給が明らかとなった。しかし、森林からの供給メカニズムや河川での流下形態等及びその定量的な評価は明らかにできなかった。

濃度測定を実施した各種微量元素類のうち、マンガン、コバルト、鉄については、森林や河川では、それぞれの元素ごとにほぼ同レベルの濃度であったが、河口域流入後、表層・底層とも懸濁態の濃度が大幅に上昇し、湾口に向けて濃度が徐々に低下する傾向がみられた。文献資料等から判断し、これは河口域においてこれらの微量元素類を植物プランクトンが生体内に取り込み蓄積していることや、コロイド状に沈降・堆積していた微量元素類が河口域特有の巻き上がり等で海中に浮遊していること、また、このような物質の挙動をもたらす河口域の存在が海域の生産に大きく関与していることが推察された。

上記以外の微量元素類については溪流、河川、海域間で顕著な差異は認められず、これら元素類の海域の生産性への影響を判断するデータは得られなかった。フルボ酸鉄については、分析精度等の問題もあったが、全般的に低濃度であったため、今回の調査では定量的な知見は得られなかった。

論点3：森林・河川から供給された有機物は、海域の生産に寄与しているか？

文献調査及び現地調査等により、森林が供給した落ち葉等の有機物を餌として溪流・河川には多様な底生動物が生息していることが明らかになった。また、落ち葉の供給が多かったと想定される初冬調査時に、晩夏調査時よりも破碎食者や捕食者の種類数・個体数が増加する傾向が認められたことなどから、落ち葉等の供給にあわせて溪流・河川の底生動物相が変化した可能性が推察された。しかしながら、樹種毎の落葉の違いがどの程度底生生物に影響

を及ぼしているかなど、未解明な部分も多く、今後研究成果の蓄積が必要とされる分野である。

落ち葉等の多かった初冬調査においては、河川での固形物質濃度は流下に伴い低下し、粒径 2mm 未満の固形物質濃度の割合が増加していることから、有機物の細粒化・溶存化の可能性が示唆されたが、一方で有機炭素濃度も低下しており、河床への沈降や底生動物による摂食の可能性も考えられ、明瞭な結果は得られなかった。

海域では、晩夏調査の津軽石川河口の懸濁態有機炭素濃度は沖合の地点よりも高く、河川から懸濁有機物が供給されたこと又は植物プランクトンが増殖したこと等の可能性が考えられた。しかしながら、河川の有機炭素濃度は低く、また、多くの割合で有機炭素のうち溶存態が占めていることから、河川以外の起源の可能性も否定できない。

論点 4：森林・河川から流出する水量が安定することは、健全な海域生態系の維持に寄与しているか？

既往知見によると、森林や河川による水量の安定化機能の発揮は、健全な海域生態系の維持に寄与しているとの指摘があるが、今回の現地調査では融雪や洪水時等の流量等の連続観測や、このようなイベント時における海域生物の生息状況調査等を実施していない。今後、これらの機能に着目した調査を実施し、知見を蓄積していくことが必要である。

論点 5：森林による土砂流出防止機能は濁りの発生を抑制し、健全な海域生態系の維持に寄与しているか？また流域からの土砂の適度な供給は健全な海域生態系の維持に寄与しているか？

既往知見によると、森林による濁りの発生の抑制や流域からの適度な土砂供給は、健全な海域生態系の維持に寄与しているとの指摘があるが、今回の現地調査では融雪時や洪水時等の濁度等の連続観測、土砂供給量の把握、河床や海底地形の変化状況調査、海域生物の生息状況調査等を実施していない。今後、これらの機能に着目した調査を実施し、知見を蓄積していくことが必要である。

論点 6：森林・河川生態系が適切に維持されることは、海域の生産に寄与しているか？

文献調査等によると、森林は日射の遮断等によりイワナ、ヤマメをはじめとする溪流における魚類の生息環境の維持に貢献していること、また、溪流や河川における落ち葉等の供給も、水生昆虫等の餌の供給に貢献しているとされている。しかしながら森林整備や林種・林齢の違いによる生物相の違いや溪畔林・河畔林による落ち葉等の供給機能と海域生態系との関係については不明な部分が多く、今後、研究成果を蓄積していくことが必要である。

論点 7：動植物の存在や水産資源の収穫は、海域の生産に寄与しているか？

モデル地域における現地調査では、回遊魚等の生息場・産卵場としての調査・評価は実施しておらず、これら回遊魚等をはじめとする動植物の生息と海域の生産との関係について定量的な評価はできていない。さらには、回遊魚等をはじめとする動植物や沿岸漁業による物質循環量等の評価や、これによる海域生産への寄与程度も明らかとなっていないことから、今後、定量的な知見を蓄積していく必要がある。

(2) 今後の検討課題

森・川・海につながりに係る調査の充実

今回の調査では、モデル地域において現地調査を2季実施し、既往知見と照らし合わせる等によりその解析を行ってきたが、その解析手法が確立されていないこと、人為起源からの流出形態やその量等が明らかになっていないなど、各物質の挙動等には複数の影響要因が複雑に関係していること等を理由として、森・川・海をつなぐを十分に解明できたとはいえない。また、出水時や融雪時における調査や年間を通じた調査の必要性も示唆されており、基礎調査やモニタリング調査の充実によるデータの蓄積が求められている。今後、既往知見の集約と合わせて、森・川・海をつなぐの視点に立って調査を継続していくとともに、調査内容の充実を図った上でのデータの蓄積が重要となっている。

森・川・海をつなぐを意識した長期的視点に立った取り組みの展開

今後、森林域・河川域・海域との連携の下、その整備・検討の方向性を考えるにあたっては、森林域での施策・取り組みでは、その効果の発現までには長時間を要するものがあること、また、森林・河川・海域生態系の維持・保全に関する施策・取り組みでは生物多様性を確保していくことが重要であること等が指摘されており、10年先、100年先を展望した長期的視点に立った調査・研究計画を立て、これに基づいた知見の蓄積を図っていくことが重要となっている。

森・川・海につながりに係る知見等の情報の共有化

今後、森・川・海をつなぐを重視した事業展開を図っていくためには、既往知見を集約するとともに、知見の乏しい分野に焦点を当てたデータ等の更なる蓄積が重要となっており、各種機関により得られたデータや知見等の情報を積極的に共有化していくことが重要である。

森・川・海につながりに係る調査・解析手法の検討・確立

森・川・海をつなぐの観点から調査を行い、得られたデータを解析した事例はほとんど皆無であることから、その調査手法及び解析手法についての具体的な検討とその確立等に取り組んでいくことが重要である。

森林域・河川域・海域の「接点」の健全化

森・川・海の健全なつながりを確保していくためには、森・川・海それぞれの機能や役割が十分発揮されることが必要であるが、一方「森林域と河川域との接点」や「河川域と海域との接点」が不健全な場合には、森林域や河川域で整備を推進しても、十分な効果を期待することはできない。具体的には、森林域と河川域であれば溪畔域や河畔域等、河川域と海域であれば河口域等について、今後、特に留意して整備方策を検討していくことが必要となっている。

連携体制の構築

森・川・海につながりに係る分野は多岐に渡っていることから、より広範な分野の行政・

研究に係る関係機関の密接な連携体制を構築するとともに、共通認識に立った目標等を掲げた上で、それぞれの役割分担の下、調査研究・解析等を進めていくことが重要である。

さらには、漁業者、林業従事者、地域住民、NPO等の多様な主体の参加・参画を推進していくとともに、地域住民等が森・川・海的环境保全活動に参画する際に参考となる手引き書的な資料(パンフレットやリーフレット、小冊子等)の作成・配布等の取り組みの推進が重要となっている。

(3) 今後の事業展開に向けて

森・川・海をつなぐの視点から、「良好で豊かな漁場海域環境」を創出するための今後の整備の方向性を検討するとともに、森林域・河川域・海域それぞれにおいて、現時点で想定される具体的な整備方策や取り組み等について検討を行った結果は表-1に示すとおりである。今後、各海域や流域の実態を踏まえ、必要に応じて森林域・河川域・海域の関係者が連携し整備や取り組みを進めていくことが望ましい。その際、モデル地域を設定し効果の検証等を実施することが考えられる。

表 - 1 現時点で想定される整備方策や取り組み等

項目		整備方策、取り組み等
森林域	基礎調査	地質や気象条件等が流出水に与える影響の把握 森林整備、樹種・林齢等が流出水に与える影響の把握
	モニタリング	豪雨時や融雪時を含め、森林が水量・水質、土砂供給量等に与える影響のモニタリング
	整備方策	濁水の発生防止等森林の水源かん養機能の維持・増進の観点から、山腹崩壊の予防や山腹崩壊跡地等土砂供給源の早急な復旧、並びに伐採跡地への早急な植栽の実施や人工林の適切な密度管理の実施、水質保全施設の設置等多様で健全な森林を維持・造成する観点から、生態系に配慮した森林の整備・保全、河畔林等の整備・保全
	協働	上下流の連携やボランティア活動等を通じた森林の整備・保全の一層の推進
河川域	基礎調査	栄養塩類濃度等に関する基礎調査 河畔林等に関する基礎調査(樹種、現存量、落葉・落枝供給量、落葉分解速度等)
	モニタリング	水質・水量等のモニタリング 出水時や融雪時における流出水量、土砂供給量、河床の変化等のモニタリング 河床材料のモニタリング 河畔林等のモニタリング
	整備方策	多自然型護岸等による瀬と淵、生物生息域の創出 自然再生事業による本来の河川環境が有するバランスの復元、生物生息域の復元 河川内浄化施設による余剰な栄養塩類の除去又は形態変化の促進 河畔林、水草・河畔植生等の適切な整備・保全 貯水池等でのプランクトンの異常発生の抑制 適切な魚道の設置及び維持管理 河川管理施設における適切な土砂管理 河道における砂利採取等の適切な規制
	協働	流域関係者と連携した、栄養塩類、有機物を適切に循環させるための取り組み
海域	基礎調査	藻場等の形成や漁業生産に及ぼす河川水・流入土砂の影響の把握 物質環流量と海域生産との関係の把握 陸域起源物質の海域生物への摂取機構の調査と物質収支の把握 出水時や融雪時等の大量の淡水流出が海域環境に及ぼす影響の把握
	モニタリング	河口域において河川水や物質挙動等を把握するためのモニタリング・観測体制の充実
	整備方策	沿岸域における適切な生態系を保全する観点から、藻場、干潟、砂浜、産卵場等の保全、自然調和型防波堤等による生物生息域の創出 栄養塩類、微量元素類、有機物、淡水、土砂等の作用を考慮した漁場環境の整備・保全
	協働	漁業者、地域住民、NPO等多様な主体の参画による藻場の保全・創造等良好な沿岸域環境を創出する取り組みの一層の推進
森川海のつながり	協働	森林・河川・海域の関係者間の連絡体制強化による意見交換と情報の共有化 森林・河川・海域それぞれにおける施策を実施するにあたっての、他の施策への円滑な情報提供 調査手法及び解析手法の具体的な検討とその確立 森・川・海のつながりの観点から、より広範な分野との連携調査の実施

森・川・海のつながりを重視した豊かな漁場海域環境の創出 (イメージ図)

水や有機物の安定的な供給、土砂の流出防止に資する森林の整備・保全

渓畔林等の整備・保全

森林や溪流における多様な生物の生育・生息環境の保全

降水の流出調節機能や土壌保全機能の発揮

人工林の適切な管理

山腹崩壊等の発生予防、山腹崩壊跡地等の早急な復旧

濁水

栄養塩類等の安定的な供給

落ち葉

有機物の適度な供給

適切な土砂管理

伐採跡地への植栽の実施

適切な流量の維持
土砂の適切な流下

河川生物の生息・生育環境の保全

河畔林の保全、整備

多自然型護岸等による生物生息域の創出・復元

浄化施設の設置

栄養塩類の適切な流下と形態変化

有機物の適度な貯留・流下

砂利採取の適切な規制

魚道の設置、管理

生物の移動や沿岸漁業による陸域への物質環流機能の確保

適切な流量の維持と、適度な栄養や土砂等の流下に資する河川整備

底生動物

干潟・砂浜の保全

藻場(海草)の保全・創造

珪藻類

遡河性魚類

磯根資源生物

藻場(海藻)の保全・創造

栄養塩類、微量元素類、有機物、淡水、土砂等の作用を考慮した漁場環境の保全・整備

森・川・海のつながりを海域の生産に有効に活かせる漁場整備

(7)

(継続)

森・川・海のつながりを重視した
豊かな漁場海域環境創出方策検討調査

本 編

序章

1．調査の目的

本調査は各種公共事業や NPO、漁業者による環境活動等を実施するにあたって、森・川・海のつながりを重視して連携する方策について検討し、これらの視点から漁場海域の健全な生態系の維持・構築のための基本方針を策定することを目的とした。

2．調査の内容

調査の内容は以下の第1章～第5章に示すとおりである。なお、本調査においては「森・川・海のつながりを重視した豊かな漁場海域環境創出方策検討委員会」を設置し、委員会からの指導・助言等のもと、調査を実施した。

第1章 森・川・海のつながりに関する知見の整理

既往文献調査、研究者への聞き取り調査、アンケート調査の結果をとりまとめた。既往文献調査では、森林、河川、海域の項目ごとに既往知見を整理した。研究者への聞き取り調査の結果として、研究者の考えを項目別に整理した。植樹活動等を行っている漁業関係者団体等を対象としたアンケート調査から、活動事例や課題等を整理した。

第2章 森・川・海のあるべき姿の検討

第1章で整理した知見や考えを「森・川・海をとおした視点」でとりまとめた。このとりまとめに基づいて森・川・海の役割、機能、つながりにおける論点について、明らかな点、不明な点を整理した。

第3章 モデル地域における現地調査

現地調査の考え方を整理して、モデル地域（宮古湾、大槌湾とその流域）を抽出し、抽出したモデル地域の状況についてとりまとめた。また、現地調査（水質、底質、森林・土壌調査、底生動物調査、付着藻類調査、藻場等目視観察結果、AGP 試験）の結果についてとりまとめた。

第4章 総合考察

モデル地域における現地調査結果から明らかになったことを整理し、第2章で検討した論点について、現地調査結果から得られたデータを用いて総合的に考察した。また、今後の検討課題について整理した。

第5章 今後の事業展開に向けて

森・川・海のつながりの機能等を発揮させるためのモデル地域での今後の整備の方向性と具体的な公共施設整備事業や取り組み等を検討した。また、基本方針の策定として今後の課題や事業展開の方向性等の検討・提案を行った。

第1章 森・川・海のつながりに関する知見の整理

目 次

1 . 既往文献調査	2
1.1 概要	2
1.2 森林についての既往文献	3
1.3 河川についての既往文献	37
1.4 海域についての既往文献	67
2 . 研究者への聞き取り調査	101
2.1 調査概要	101
2.2 聞き取り調査結果	103
3 . アンケート調査	121
3.1 概要	121
3.2 アンケート調査結果	123

1. 既往文献調査

1.1 概要

森、川、海のつながりについて、一般書籍、各種文献による情報を収集、整理した。整理の主な内容は以下の通りである。

森林についての既往文献

- ・ 森林の栄養元素の調節機能
- ・ 森林からの葉等落下有機物の供給
- ・ 森林の流量の安定機能及び土砂流出防止機能の調節
- ・ 樹冠による日光遮断と倒流木の供給

河川についての既往文献

- ・ 水量の調節機能
- ・ 土砂の調節機能
- ・ 栄養塩の供給
- ・ 生物の生息場

海域についての既往文献

- ・ 動植物の生息・生育の場となる機能
- ・ 物質を捕捉し、生物生産と同時に物質循環する機能
- ・ 物質を陸域へ供給する機能

1.2 森林についての既往文献

(1) 森林の栄養元素の調節機能

ア 水質形成要因

渓流水質の形成に係わる要因は多様で、しかもそれらが相互に関連している。図 1.2-1 のように、森林の水質形成過程は大きく 3 段階に区分することができる。第 1 は、降雨が林内雨や樹幹流として地表面に到達する段階である。林内雨と樹幹流は、樹冠や樹皮に付着した物質、樹体からの溶出物質を取り込んで降雨とは異なった化学組成となる。第 2 は、土壤に浸透した水が湧出に至る段階である。このうち、土壤表層部では、土壤の物理・化学的特性、有機物の分解、植物の吸収などが移動する水の水質を左右している。土層深部や基岩層では、保水・排水特性、基岩の化学組成や風化などが水質に影響を与えている。森林の多くは傾斜地に位置し、土壤中には物理・化学的特性や生物活性の異なる層位があり、石礫や根系、大小の孔隙や亀裂が混在するなど不均一性が高い。そのため、土壤中での水や各種物質の移動・循環の速度や経路は非常に複雑である。第 3 は、谷部や地形変換点から湧出した水が渓流水として流下する段階である。この段階では、大気中の二酸化炭素(CO₂)濃度、藻類や水生生物、溪床や溪岸の堆積土砂、流路の地質などによる影響を受ける。このうち、最も大きな役割を果たしているのは第 2 段階である。

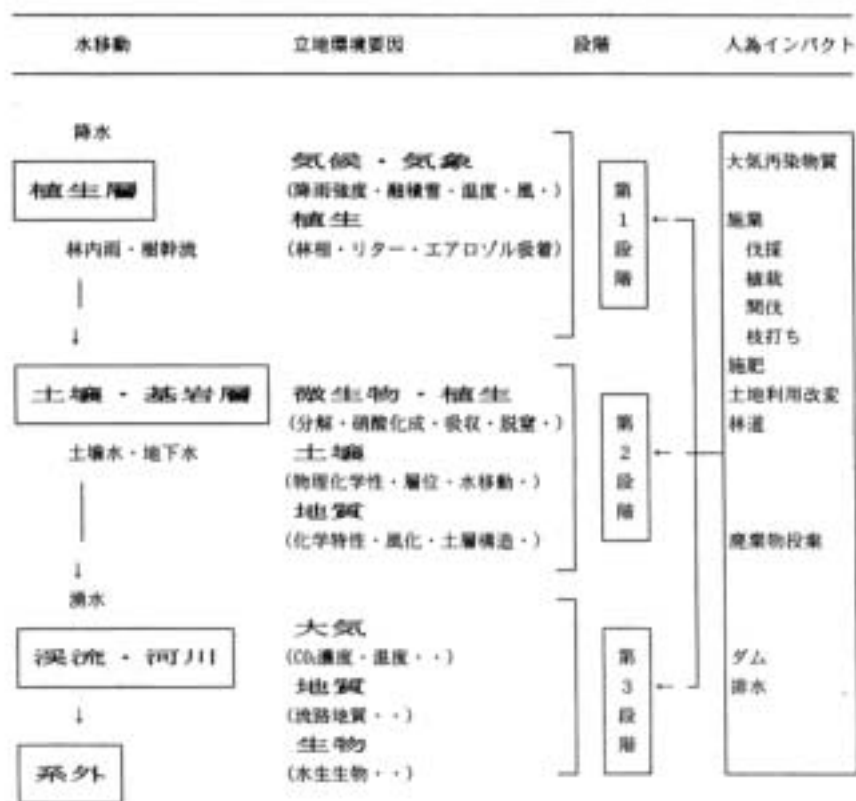


図 1.2-1 森林流域における水質形成メカニズムの模式図(加藤ら、1999)¹⁾

注：ここで系外とはより大きな河川をいう。

森林の渓流水質を左右する要因を自然立地環境要因と人為インパクトに分けると次のとおりである。

(ア) 自然立地環境要因

地質要因：地質要因は、地形や土層構造、保水・水流出特性を左右するほか、岩種の化学的組成や風化形態の違いから、pH や EC(電気伝導度)、ミネラル類や珪酸(SiO_2)などの濃度形成に強い影響を与えている。

気候(気象)要因：降雨はその強度によって水流出パターンが異なるため、水質に明瞭な影響を与える場合と不明瞭な場合があるが、融・積雪を含めて溶存成分や懸濁物質(SS)の流出負荷量を評価する場合に大きな要因となる。また、年間を通じた降水量の多寡が、溶存成分の濃度形成を左右する場合がある。温度は植物の分布や生育、微生物活性や有機物分解と密接に関連する。さらに、雨や雪による海塩成分の流入が水質に強い影響を与えることがある。

植生(生物)要因：林相や林齢の違いは、蒸発散量や水流出量、林内雨や樹幹流に伴う化学成分の地表への供給量、養分物質の吸収・蓄積量と落葉落枝による地表への還元量などの違いを通じて渓流水質に影響を与える。

土壌要因：土壌の物理・化学的特性の違いは、水の移動や保水性、有機物の分解や窒素の無機化、イオン交換などを通じて土壌溶液の化学特性を左右し、湧水や渓流水の水質に強い影響を与える。

(イ) 人為インパクト

伐採：森林の大面积の皆伐は、表層土壌の温度や水分環境を大きく変え、有機物の急激な分解を引き起こすとともに、一時的に植物の養分吸収を減少させて、窒素(N)などの流出量を増加させる場合がある。また、皆伐直後には、表層土壌の構造の変化や粗孔隙量の減少、透水性の低下、蒸発量の増加などによって、土壌中での水分動態や水流出に強い影響を与える。

土木の工事：森林地域における土木工事は、適切な施工を行わないと斜面や渓床、渓岸の攪乱によって土砂の流出を増加させることがある。

土地利用の改変：森林を農耕地に転換した場合、窒素(N)やリン(P)など施肥成分の流出量が増加することがある。宅地開発に伴う雑排水の増加や水流出パターンの変化、採石場からの土砂流出によって水質も影響を受ける。

イ 森林の物質現存量

森林生態系には、膨大な量の物質が蓄積されている(表 1.2-1)。窒素(N)は大部分が土壌中に存在するが、リン(P)は植物体に含まれる量が多い。ミネラル類は、成分によって土壌中に多いものや植物体中に多いものがある。土壌中のミネラル類の現存量については、土壌母材の化学的特性の違いが強い影響を与えている。

		有機物	C	N	P	K	Ca	Mg
		t/ha	t/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
北海道 トドマツ 天然林 (堤, 1973)	葉	18.8		223	23.8	102	205	70.4
	枝	25.2		108	18.7	65.5	139	108
	幹	172		241	27.5	172	513	396
	A ₀	32.5		455	88.7	46.2	449	144
	土壌	170		5570	1.3	416	804	523
	計	419		6597	160	802	2110	1241
秋田 スギ人工林 (堤, 1973)	葉	26.8		291	21.9	170	225	69.1
	枝	21.6		32.7	3.1	15.3	39.2	24.0
	幹	320		352	29.8	256	416	160
	A ₀	12.4		80.6	3.5	8.4	223	21.1
	土壌	178		7630	6.7	574	2213	935
	計	561		8386	65.0	1024	3166	1209
京都 落葉 広葉樹林 (片桐ら, 1978)	葉	4.2	2.2	77	4.2	34.7	43.6	11.0
	枝	102	52.2	459	42.8	199	673	79.6
	幹	171	88.1	307	22.2	179	768	68.3
	A ₀	4.8	2.3	110	6.4	9.6	135	12.9
	土壌	165	93.9	8560	-	430	1140	391
	計	447	239	9513	(75.7)	852	2760	563
九州・水俣 照葉樹林 (Katagiri, et al., 1978)	葉	7.3		108	5.9	43.2	40.2	12.3
	枝	55.3		276	23.2	166	254	56.9
	幹	325		520	29.3	553	602	84.5
	A ₀	6.2		76.0	3.8	6.6	79.9	7.6
	土壌	162		6762	13.5	203	30.3	57.2
	計	556		7743	75.7	971	1006	218.5

表 1.2-1 森林の物質現存量 (堤、1987 より)²⁾

注：A₀層とは、森林土壌のうち地表にある落葉、落枝や草本遺体とそれらの分解腐植物からなる有機物層である。A₀層は植物遺体の分解の程度によりL層、F層、H層の3層に細分される。

注：土壌母材とは花崗岩、粘板岩、凝灰岩、火山灰などの岩石が風化作用を受けた細片と動植物の枯死遺体である。この土壌母材が時間経過し土壌となる。

ウ 森林生態系の物質動態

森林生態系における物質動態は次の循環モデル図 1.2-2 のとおりである。



図 1.2-2 森林生態系における物質動態の循環モデル (加藤、1997)³⁾

注：ここで系外とはより大きな河川をいう。

(ア) 森林生態系における物質のフロー

窒素の動態：森林生態系を移動・循環する主要な物質のうち、窒素(N)は土壌の生産力という面から最も重要な物質である。同時に、近年社会的な問題となっている酸性雨や地下水汚染、河川や湖沼の富栄養化の原因物質の一つでもある。N は立地環境やその変化に敏感に反応して形態が変化する。落葉落枝や枯死根、動物遺体などの形で供給された有機態窒素(Org.-N)は、土壌動物や土壌微生物の働きで分解・無機化される。土壌中での窒素の形態変化とフローは図 1.2-3 のとおりである。土壌に供給された有機態窒素は、アンモニア化成菌の働きでアンモニア態窒素(NH₄⁺-N)に変換される。水分や pH などの条件がよい立地環境の場所では、NH₄⁺-N は亜硝酸態窒素(NO₂⁻-N)を経て硝酸態窒素(NO₃⁻-N)に変換される。このうち、アンモニア態窒素は、陽イオンのアンモニウムイオン(NH₄⁺)となるため、マイナス荷電している土粒子表面に吸着されて移動しにくい。逆に、硝酸態窒素は、陰イオンの硝酸イオン(NO₃⁻)として水に溶存して移動しやすい。従って、森林の土壌溶液や渓流水に含まれる無機態窒素の多くはNO₃⁻-Nであり、NH₄⁺-Nは非常に低濃度である。

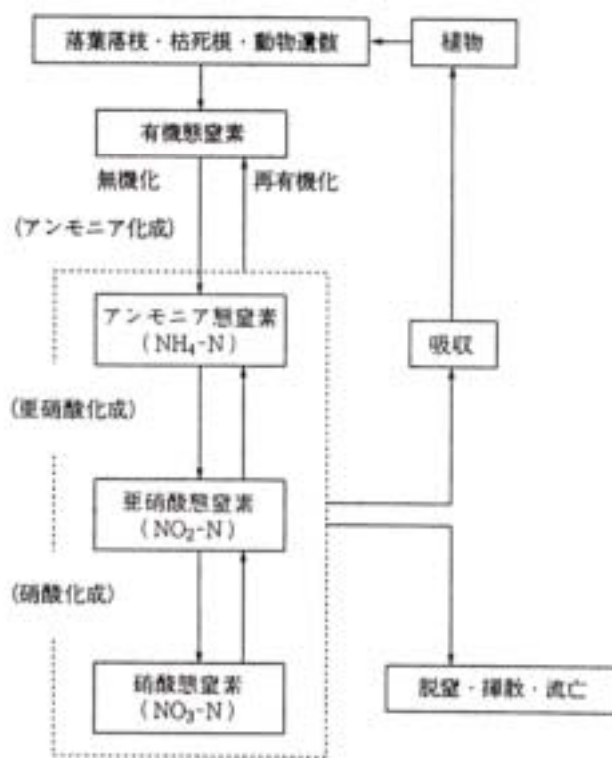


図 1.2-3 森林土壌中での窒素の形態変化とフロー (加藤、1997)³⁾

窒素の無機化は主に土壌表層部で行われ、下層部ではほとんど無機化が進行しない。硝酸化成は斜面中腹～下部の適潤性～弱湿性土壌で盛んである。土壌が強く乾燥し、炭素/窒素比(C/N比)が高く、pHの低い斜面上部の乾性型土壌では、硝酸化成は非常に少ない。また、硝酸化成の盛んな部分では、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ から $\text{NO}_3^-\text{-N}$ が生成される際に放出される水素イオン(H^+)と土粒子に吸着しているカルシウム(Ca^{2+})などの陽イオンが交換し、土壌溶液中のカルシウムイオン(Ca^{2+})やマグネシウムイオン(Mg^{2+})濃度が高くなる。

ミネラルの動態： Ca^{2+} や Mg^{2+} などのミネラル類は、一部は降雨に伴って森林の外部から流入するが、多くは岩石の化学的風化によって供給される。一般に、渓流水の Ca^{2+} や Mg^{2+} 濃度は降雨より高く、これらは岩石の風化に由来しているとみられるが、量的な評価は非常に難しい。⁴⁾⁵⁾

(イ) 降雨に伴う物質の流入量

降雨に伴う物質の流入量は、林外雨より林内雨や樹幹流によってもたらされる部分が多い(表 1.2-2)。これは、林内雨や樹幹流には、樹冠や樹幹に付着した物質、並びに樹体からの溶出物質を含んでいるためである。Nについては、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の他に有機態窒素(Org.-N)があり、これを含めると林内雨と樹幹流によって地表に到達する全N量は、年間10～15kg/ha程度と推定される。しかし、茨城県筑波の平地ヒノキ林では、年間約30kg/haのNの流入が観測されており⁶⁾、人為的なN排出量が多い都市部や都市周辺地域では、多くのNが林地に流入している可能性がある⁷⁾⁸⁾。また、塩素(Cl)などの海塩由来の物質は、

海岸線に近いほど高い濃度が観測されている。

	(kg / ha / 年)						
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Inorg.-N	P	K	Ca	Mg
降 雨	2.1 ~4.6	1.4 ~2.3	3.5 ~6.7	0.04 ~0.73	2.4 ~7.7	8.8 ~10.9	1.1 ~3.2
林内雨	2.2 ~16.4	1.6 ~8.7	4.4 ~22.4	0.1 ~7.5	11 ~75.3	13 ~70	3.7 ~5.8
樹幹流	0.1 ~1.3	0.2 ~0.4	0.3 ~1.7	0.02 ~0.06	0.8 ~9.3	1.7 ~4.0	0.1 ~0.4

表 1.2-2 降雨、林内雨、樹幹流の容存物質質量 (河田、1989)⁹⁾

(ウ) 森林生態系における物質収支

森林生態系における主要物質の収支については、N や P は流出量より流入量が多く、森林生態系に蓄積される傾向がみられる。これに対して、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺などのミネラル類は、岩石の風化による流出が多いため、流入量より流出量が多い傾向がみられる(表 1.2-3)。

No.	調査地		NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	Org.-N	Total-N	Cl ⁻	P	SO ₄ ²⁻ -S	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
1.	遊智馬・若女	収入	1.63	2.77	2.52	6.92	22.62	0.37		8.06	3.89	2.98	1.41
		支出	0.22	0.80	0.82	1.83	28.59	0.12		29.58	4.05	5.55	2.42
		収支	1.42	1.97	1.70	5.09	5.03	0.23		-21.52	-0.67	-1.58	-1.01
2.	遊智馬・梁ヶ谷	収入	1.95	2.87	4.27	9.09	48.11	0.28		20.05	5.63	4.57	2.48
		支出	0.34	1.08	1.41	2.86	64.63	0.55		48.66	7.24	22.63	15.64
		収支	1.61	1.79	2.86	6.43	-16.52	-0.27		-28.61	-1.61	-18.07	-13.16
3.	遊智馬・竜王山	収入	2.87	5.07	2.97	11.90	45.62	0.31		45.62	3.09	5.72	2.31
		支出	0.97	1.78	1.45	4.20	62.46	0.23		62.46	8.55	145.26	23.24
		収支	1.90	3.29	2.52	7.70	-16.84	0.08		-16.84	-5.46	-139.53	-19.93
4.	Hubbard Brook (U.S.A) (落葉広葉樹林)	収入				20.7		0.04	18.8	1.6	0.9	2.2	0.6
		支出				4.0		0.02	17.6	7.5	2.4	13.9	3.3
		収支				16.7		0.02	1.2	-5.9	-1.5	-11.7	-2.7
5.	Birkenes (Norway) (常緑針葉樹林)	収入				14.5			15.6	19.1	2.2	2.7	2.3
		支出				2.2			26.9	30.3	1.5	14.1	5.0
		収支				12.3			-11.3	-11.2	0.7	-11.4	-2.7
6.	El Verde (Puerto Rico) (常緑広葉樹林)	収入								57.2	18.2	21.8	4.9
		支出								64.5	20.8	43.1	15.0
		収支								-7.3	-2.6	-21.3	-10.1

表 1.2-3 主要物質の降雨による収入と渓流水による支出 (kg/ha/年)

(No1 ~ 3:堤、1987 No4 ~ 6:G.E.Likens and F.H.Bormann、1997)^{2) 10)}

(エ) 植物の物質吸収量

植物が吸収し固定する養分物質質量の違いは、森林生態系から流出する各種物質の濃度や量に強い影響を与える。養分吸収量は森林によってばらつきは大きいですが、N では毎年数 10 ~ 150kg/ha 程度が植物に吸収されている(表 1.2-4)。この値は、降雨に伴う N 流入量の数倍 ~ 10 倍程度に相当する。また、生育の旺盛な若い森林では、植物に吸収・固定される各種物質質量は、系外への流亡を抑制する大きな役割を果たしている。

	N	P	K	Ca	Mg	備 考
ブナ林 京都 (B ₂ 型土壌)	108	9.7	76.5	227	28.5	片桐ら, 1978
ブナ林 京都 (B ₂ 型土壌)	42	2.6	31.2	83.5	10.7	
広葉樹2次林 京都	87	4.2	98.6	95.5	26.3	岩坪, 1976
ヒノキ林 京都	32	1.3	21.1	61.7	9.3	
ヒノキ林 遊覧 (地位上)	60	2.4	52.0	75.7	11.0	西谷, 未発表
ヒノキ林 遊覧 (地位下)	26	0.6	35.6	45.3	6.5	
ヒノキ林 遊覧*	49	3.8	18.9	64.7	8.6	阿草, 1971
アカマツ・ヒノキ林 遊覧	34	2.2	32.1	80.9	8.9	
モミ林 高知*	74	7.9	121	71.2	12.3	安藤ら, 1977
ツガ林 高知*	60	3.9	40.2	29.1	9.6	
原簿樹林 熊本*	101	4.5	31.4	83.2	14.7	Katagiri, et al., 1978

* 樹冠からの洗脱を含まない

表 1.2-4 森林の養分吸収量 (堤、1987)²⁾

エ 森林からの降雨の流出

(ア) 森林生態系からの流出課程

森林からの降雨の流出過程を示すと図 1.2-4 のとおりである。降雨の一部は樹冠層で遮断されて蒸発するが、多くの部分は林内雨や樹幹流として林床に到達する。林床到達量は降水量の 70~90%程度とみられる。樹冠層での遮断蒸発量、地表面からの蒸発量、植物による蒸散量は、合計すると降水量の 35~40%程度と推定されている¹¹⁾。地表流は、土壌の浸透能を超える多量の降雨があった場合に発生したり、谷底部の流路付近に形成される。しかし、森林土壌の降雨浸透能は数 100mm¹²⁾あるため、林床に到達した降雨の大部分は土壌中に浸透し、斜面上で地表流が発生する頻度は非常に少ない。中間流は、土壌中に浸透した降雨が斜面の土層に沿って移動する部分である。森林流域では、土壌中に浸透し斜面に沿って移動・流出する水と地下水が無降雨時にも徐々に流出し、溪流が枯れることなく維持されている。この間に複雑な物理・化学的及び生物的作用を受けて、降雨とは異なった水質の渓流水が形成されることになる。

なお、森林土壌中には、物理・化学的特性や生物活性の異なる層位がある。A 層と呼ばれる表層土壌には粗大な孔隙が多く、降雨を速やかに浸透することができる。B 層やさらにその下層部では、小さな孔隙が多く保水力が高い。土壌中では細粗さまざまな孔隙中に保持され、移動速度の異なる水が存在する。

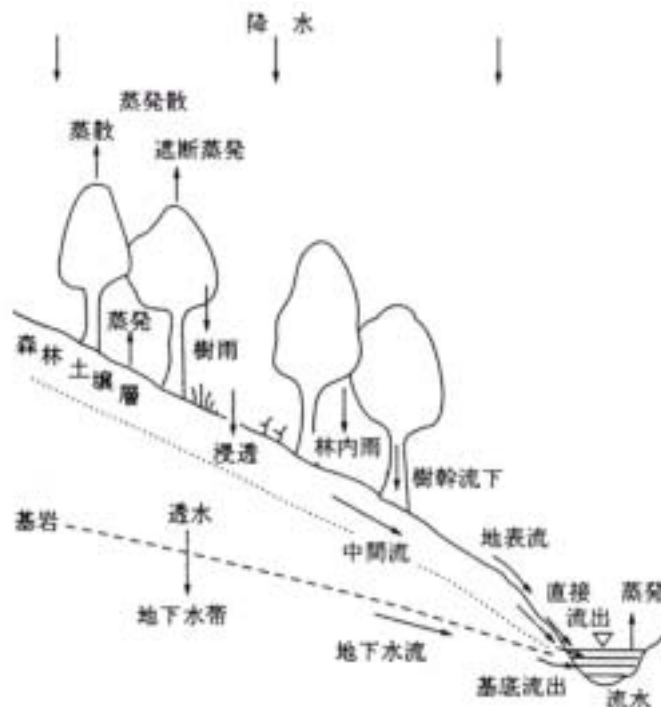


図 1.2-4 林地における降雨の行方 (中野ら、1989)¹¹⁾

(イ) 地質と逕流水質

地質条件の違いは、岩石の風化形態や土壌中および基岩層の保水・水移動特性並びに化学組成の違いを反映して逕流水の水質に影響を与える。火山活動の盛んな地域や温泉の影響の強い地域では pH が低く、 SO_4^{2-} -S や Ca^{2+} 濃度が高い¹³⁾。石灰岩や蛇紋岩地帯では pH や Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 濃度が高い^{14) 15)}。

茨城県北部のスギ・ヒノキ人工林流域の湧水の水質は表 1.2-5 のとおりである。

pH は古生層堆積岩流域が最も低く、石灰岩やカンラン岩流域が高い。EC(電気伝導度)も Ca^{2+} や Mg^{2+} 濃度の高い石灰岩流域やカンラン岩流域で $200 \mu\text{S}/\text{cm}$ 前後と高いが、花崗岩流域や古生層堆積岩流域では $57 \sim 58 \mu\text{S}/\text{cm}$ 程度である。 NO_3^- -N 濃度は石灰岩流域でやや高い値を示すほかは大きな違いがみられない。 Ca^{2+} 濃度は石灰岩流域で、 Mg^{2+} 濃度はカンラン岩流域で顕著に高く、地質の違いを明瞭に反映している。ただし、海岸線からの距離は、石灰岩流域、カンラン岩流域、変成岩流域が $4 \sim 8\text{km}$ 、花崗岩流域が $12 \sim 16\text{km}$ 、古生層堆積岩流域が 40km 程度であるため、Cl、 Na^+ などの海塩由来成分は、海岸線に近い流域で高い濃度を示した可能性がある。

このように、湧水や逕流水の pH、EC、ミネラル類については、流域の地質の化学的特性を反映した特徴が認められる。

() 内は (最低値-最高値)

岩層地質	調査 地点数	pH	EC μS/cm	NO ₃ ⁻ -N mg/L	Cl ⁻ mg/L	SO ₄ ²⁻ -S mg/L	Na ⁺ mg/L	K ⁺ mg/L	Ca ²⁺ mg/L	Mg ²⁺ mg/L
花崗岩	11	6.3 (5.8~6.6)	57 (41~87)	0.42 (0.02~1.24)	3.91 (2.20~5.64)	1.41 (0.27~4.77)	6.27 (4.05~9.19)	0.43 (0.24~0.80)	2.18 (1.80~4.80)	0.49 (0.30~1.60)
古生層堆積岩	8	5.6 (5.2~5.9)	55 (40~67)	0.32 (0.11~0.78)	4.03 (2.22~6.23)	1.74 (0.93~2.59)	4.68 (2.74~5.98)	0.28 (0.20~0.57)	2.99 (2.25~4.10)	1.49 (0.80~1.75)
石灰岩	6	6.9 (6.5~7.4)	215 (124~281)	0.80 (0.45~1.12)	9.41 (7.41~11.49)	7.07 (4.62~9.45)	9.12 (7.29~10.67)	0.66 (0.41~1.04)	23.96 (12.20~44.95)	2.48 (1.80~2.47)
カンラン岩	4	7.0 (6.5~7.5)	183 (121~277)	0.46 (0.14~0.70)	8.32 (7.56~9.53)	5.29 (3.41~7.76)	5.88 (3.30~6.44)	0.21 (0.14~0.21)	8.00 (5.25~8.80)	14.34 (8.20~26.70)
変成岩 (粘板岩)	7	6.2 (5.9~6.7)	116 (88~138)	0.57 (0.13~1.47)	12.99 (8.41~16.45)	4.72 (2.22~8.12)	12.55 (8.07~14.28)	0.10 (0.00~0.20)	5.50 (2.75~5.90)	2.19 (1.50~2.50)
変成岩 (結晶片岩)	13	6.2 (5.7~6.6)	124 (78~222)	0.40 (0.03~1.05)	9.04 (5.26~21.02)	6.10 (4.19~9.50)	9.41 (5.57~18.54)	0.65 (0.15~2.52)	7.57 (2.95~22.85)	3.78 (2.10~7.13)
変成岩 (片麻岩)	2	5.9 (5.9~5.9)	105 (101~109)	0.45 (0.25~0.64)	10.05 (8.92~11.18)	2.22 (1.82~2.82)	5.45 (5.56~5.72)	0.16 (0.00~0.22)	4.88 (2.80~5.95)	4.55 (4.22~4.90)

表 1.2-5 茨城県北部スギ、ヒノキ人工林流域の湧水の平均水質
(1993年11月及び1994年3月調査の平均値)(加藤ら、1999)¹⁾

(ウ) 植生と渓流水質

高知県の四万十川支流の葛籠川源流部で、ヒノキ・ツガ・アカガシなどが混生する天然林、21年生ヒノキ人工林、25年生スギ人工林の渓流水質では、pHはスギ林流域 ヒノキ林流域 天然林流域、ECは天然林流域 ヒノキ林流域・スギ林流域の傾向がみられるが、K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺濃度は林相による違いが不明瞭である¹⁶⁾。京都府の由良川源流部のスギ人工林流域と落葉広葉樹天然林流域では、林齢の異なるスギ人工林や天然林から流出する渓流水の全窒素(T-N)濃度には有意な差が認められていない。¹⁷⁾

森林生態学的にみると、生長の旺盛な林分では、植物に吸収・蓄積される窒素量が多いため、降雨に伴う流入量や土壌の硝酸化成量が同じであれば、流出する渓流水の窒素濃度は低下すると考えられる。林相の違いによる渓流水質への影響については、これまでさらに多くのデータを蓄積して比較検討する必要があるとされている。

(エ) 降雨時の渓流水質

渓流水質は、降雨や融雪によって変化する。茨城県筑波山のスギ・ヒノキ人工林流域で、降雨が流出水の水質に与える影響を調べた結果は図 1.2-5 のとおりである¹⁸⁾。

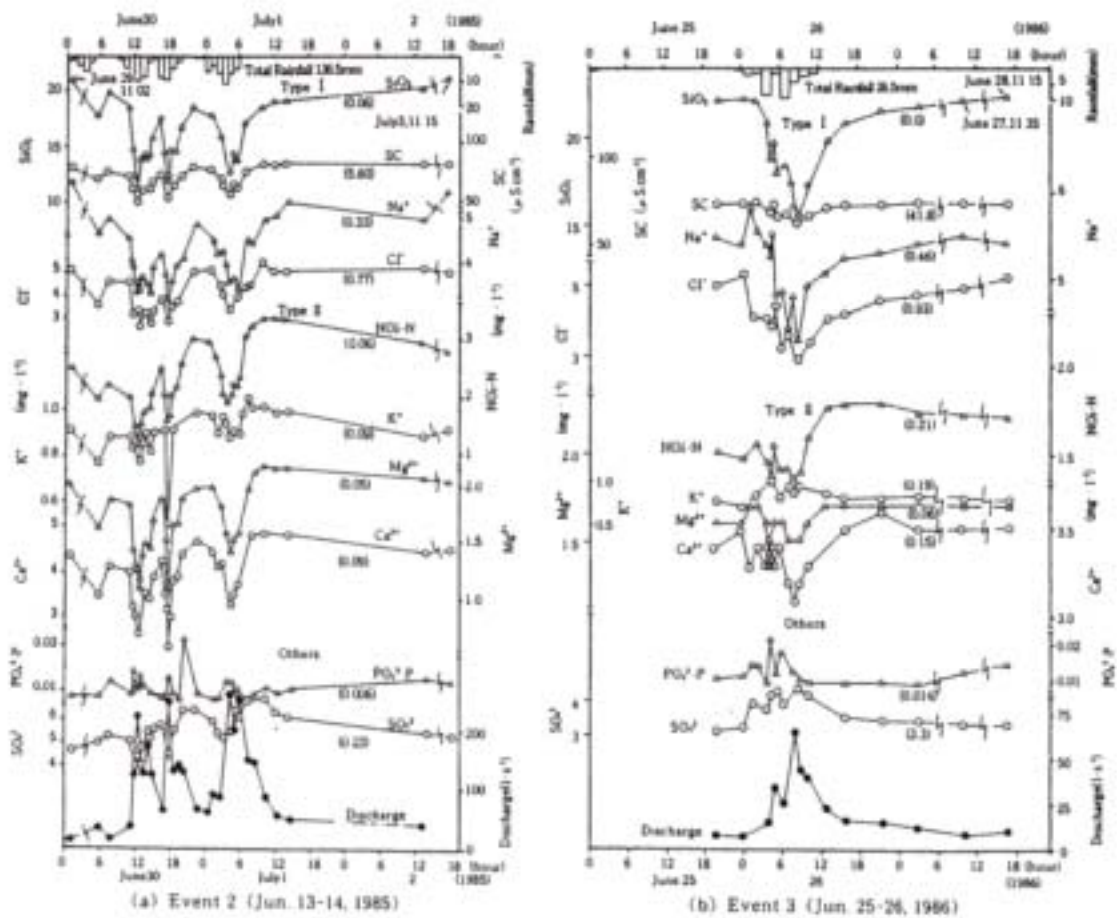


図 1.2-5 降雨による渓流水質の変化 (平田ほか、1988)¹⁸⁾

Event2 では降雨は 4 つに分かれ、時間最大降雨量は 6.5、12.0、10.5、12.5mm/時である。Event3 は 26.5mm の総降雨量である。降雨時の渓流水の各種濃度は、流量増加時に減少し、ピーク流量付近で最少となり、流量減少時に増加する。流量の増減が繰り返されても、単一降雨の場合でも、濃度は流量の時系列と逆の関係を示している。さらに、降雨に対する応答の違いは流量減少時に現れ、濃度が降雨前のベースに回復する物質(Type 1)と上回る物質(Type 2)に大別される。Type 1 としては溶存ケイ酸(SiO_2)、EC、 Na^+ 、 Cl^- 、Type 2 としては $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} がある。 SO_4^{2-} や PO_4^{3-} は降雨強度や降雨パターンによって変化し、どちらのタイプにも分類しにくい。

オ 河川の地域による比較

広域的な河川水質については、1942～59 年にかけて全国 225 河川(集水面積として国土面積の 73%相当)で、年に 6～12 回にわたって山岳地帯と平野部の境界付近を中心に水質を調査した事例がある(表 1.2-6)。この結果から、地域的に以下の特徴がみられる。¹⁹⁾

東北地方では、温泉や鉱山の影響が強いため、アルカリ度が低く $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 濃度が高い。

太平洋側と日本海側を比較すると、 Cl^- 濃度の平均は太平洋側で 4.3mg/L に対し、日本海側は 7.8mg/L となり、日本海側では冬季の季節風による海塩の影響が大きいとしている。

地方	河川数	NH ₄ ⁺ -N mg/L	NO ₃ ⁻ -N mg/L	Cl ⁻ mg/L	SO ₄ ²⁻ -S mg/L	PO ₄ ³⁻ -P mg/L	HCO ₃ ⁻ mg/L	Na ⁺ mg/L	K ⁺ mg/L	Ca ²⁺ mg/L	Mg ²⁺ mg/L	Fe mg/L	SiO ₂ mg/L	蒸発 残渣 mg/L	浮遊物 mg/L	
北海道	22	0.06	0.54	9.0	3.57	0.00	32.9	0.55	9.2	1.45	8.3	2.3	0.50	22.6	87.9	78.9
東北	35	0.06	0.26	7.9	5.37	0.00	19.9	0.33	7.3	1.06	7.7	1.9	0.49	21.5	79.1	13.6
関東	11	0.08	0.29	6.1	5.31	0.01	42.4	0.69	7.3	1.43	12.7	2.9	0.23	22.1	93.5	22.1
中部	42	0.05	0.18	2.9	2.57	0.01	30.1	0.49	4.8	1.05	8.9	1.7	0.14	12.7	62.0	28.9
近畿	28	0.04	0.21	5.3	2.47	0.00	27.4	0.45	5.5	1.04	7.6	1.3	0.11	12.1	56.8	20.0
中国	25	0.03	0.20	6.6	1.47	0.00	27.2	0.45	6.5	0.94	6.7	1.1	0.05	14.1	56.7	7.4
四国	19	0.02	0.12	2.4	1.90	0.00	37.2	0.61	3.8	0.66	10.6	1.5	0.01	9.8	57.0	6.1
九州	43	0.04	0.20	4.6	4.37	0.01	40.9	0.67	5.6	1.84	10.0	2.7	0.13	22.2	106.0	29.3
全国	225	0.05	0.26	5.8	2.54	0.01	31.0	0.51	6.7	1.19	8.8	1.9	0.24	19.0	74.8	29.2

表 1.2-6 日本の河川の平均水質 (小林、1961 より、一部補正)¹⁹⁾

さらに、外国と比較して、日本の河川には以下の特徴がみられる¹⁹⁾。

総塩分が少ない(世界平均 100mg/L、日本平均 70.7mg/L)。

SiO₂ が塩分組成(%)と濃度(mg/L)の両面で著しく多い(世界平均 11.67% , 日本平均 26.73%、濃度では世界平均 11.7mg/L、日本平均 19.0mg/L)。

塩分組成、濃度の両面で Ca²⁺とアルカリ度が乏しい(Ca²⁺は塩分組成で世界平均 20.39%、日本平均 12.46%、濃度では世界平均 20.4mg/L、日本平均 8.8mg/L)。

塩分組成で Na⁺と塩化物が多量に含まれている(塩分組成で Cl⁻は世界平均 5.68%、日本平均 8.21%)。

この他に広域的な渓流水質の調査事例として、全図 34 ヶ所の森林集水域で毎月 1 回平水時に渓流水を採取し、水質が調査されている(表 1.2-7)。

これをみると、平水時の渓流水の水質には概ね以下の傾向が認められる²⁰⁾。

pH はほぼ中性。

Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、Cl⁻、SO₄²⁻、NO₃⁻-N 濃度は、EC と正の相関(r = 0.6)を示す。

NO₃⁻-N と SO₄²⁻濃度は、瀬戸内沿岸で特に高い。

Na⁺と Cl⁻濃度は、沖縄と多雪の山形で高い。

寒冷湿潤な岐阜と長野は、全ての濃度が低い。

No.	地点名	WL	HL	EC	pH	Cl	NO ₃ -N	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	Total P	NH ₄ -N
1	糠 茶	56.5	11.1	55.5	6.84	2.06	0.11	1.50	2.14	0.69	5.20	1.95	0.01	0.00
2	糠 茶	56.5	11.1	63.9	6.78	2.06	0.09	1.87	2.58	0.77	5.56	2.07	0.02	0.00
3	白 糠	71.8	11.0	73.4	6.78	2.72	0.06	7.03	2.32	1.24	6.00	2.77	0.04	0.04
4	美 唄	67.0	8.9	65.0	6.91	6.17	0.01	3.04	2.86	1.18	6.43	1.22	0.02	0.00
5	岩 手	79.9	12.8	36.0	6.85	5.37	0.11	1.89	0.88	0.50	3.78	1.17	0.01	0.02
6	山 形	90.6	10.5	130.3	6.81	15.43	0.05	27.51	1.37	0.94	16.81	2.20	0.01	0.00
7	山 形	70.0	24.4	115.7	6.78	11.41	0.17	6.15	7.29	3.23	7.79	1.37	0.02	0.01
8	山 形	70.0	24.4	96.2	6.73	8.64	0.10	4.95	5.54	3.23	6.44	1.42	0.03	0.00
9	十日町	99.3	21.6	78.7	6.76	3.93	0.09	3.07	2.99	3.12	5.13	1.38	0.01	0.00
10	十日町	99.3	21.6	68.9	6.76	4.15	0.16	1.95	3.21	1.71	5.12	1.23	0.01	0.00
11	富 山	82.6	22.9	50.8	6.78	2.10	0.21	1.37	2.50	0.92	4.39	0.94	0.02	0.03
12	富 山	82.6	22.9	56.8	6.76	2.16	0.25	1.78	3.12	0.91	4.65	1.16	0.04	0.03
13	富 山	52.8	25.2	55.2	6.76	0.31	0.02	0.95	5.89	1.42	1.41	0.32	0.01	0.00
14	富 山	52.8	25.2	19.9	6.90	0.25	0.08	1.30	1.50	0.57	0.58	0.40	0.01	0.01
15	金 沢	101.2	21.9	103.0	6.81	6.72	0.28	4.10	6.17	2.53	7.69	0.83	0.03	0.00
16	旭 川	111.6	18.3	42.7	6.81	3.36	0.04	3.02	2.02	0.98	3.69	0.61	0.03	0.00
17	赤 井	101.2	11.5	113.9	6.73	3.87	0.20	9.22	5.40	2.42	6.23	0.63	0.01	0.03
18	赤 井	101.2	11.5	118.2	6.83	5.04	0.51	8.00	7.79	2.65	7.36	0.91	0.01	0.00
19	和歌山	111.4	19.4	51.9	6.84	2.23	0.13	6.46	3.91	0.67	3.34	0.80	0.01	0.00
20	湖 山	105.9	12.4	47.5	6.82	2.18	0.09	7.65	3.10	0.80	2.95	0.47	0.03	0.00
21	岡山市	117.6	9.5	203.5	7.01	8.56	1.56	19.30	7.65	4.94	15.83	1.71	0.04	0.01
22	島 根	95.0	23.3	61.9	6.83	8.00	0.06	2.86	1.92	0.85	6.97	1.10	0.02	0.00
23	島 根	95.0	23.3	56.7	6.78	7.53	0.14	2.63	1.62	0.81	6.41	1.01	0.02	0.00
24	香 川	98.4	10.1	133.0	6.69	6.31	0.54	13.81	9.81	2.23	7.84	1.05	0.01	0.00
25	香 川	98.4	10.1	104.3	6.75	5.94	1.41	11.27	6.38	1.78	6.92	0.91	0.01	0.12
26	香 川	107.1	9.7	150.9	6.81	7.15	2.38	13.30	15.59	2.01	6.10	1.11	0.01	0.00
27	愛 媛	94.9	16.8	63.0	6.92	2.81	0.16	5.34	5.22	0.44	4.08	0.83	0.01	0.00
28	高 知	113.0	18.3	64.4	6.78	1.85	0.01	11.46	4.18	1.22	4.22	0.85	0.01	0.00
29	高 知	113.0	18.3	59.9	6.81	2.18	0.11	8.31	3.59	1.18	4.07	0.94	0.01	0.02
30	播 磨	105.9	13.9	44.7	6.82	3.23	0.25	4.56	1.60	0.88	4.07	1.05	0.01	0.01
31	沖 縄	212.9	15.0	163.6	6.85	18.55	0.02	6.69	10.34	3.10	12.29	1.12	0.01	0.01
32	高 松	122.2	9.2	232.9	6.86	6.39	2.20	32.83	23.06	4.44	9.46	0.90	0.07	0.00
33	長 野	64.5	30.2	13.6	7.37	0.26	0.25	0.58	0.72	0.15	1.13	0.41	0.03	0.00
34	岐阜	65.0	21.6	20.4	6.89	0.53	0.06	3.49	0.68	0.17	2.34	0.65	0.00	0.00
平均値		93.2	17.0	82.8	6.83	4.98	0.35	7.04	4.88	1.61	6.01	1.10	0.02	0.01
		°C・月		μS/cm		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l

(注) WLは暖かきの指数 (Warmth Index), HIは乾湿度指数 (Humidity Index) である。

表 1.2-7 森林流域の渓流水質の広域的比較 (広瀬ほか、1988)²⁰⁾

カ 東北地方の渓流水質の概要

東北地方の渓流水質に大きな影響を及ぼす要因として、寒冷あるいは多雪という北日本特有の気候条件があげられる。寒冷な環境では、土壤微生物の活動が不活発で有機物が分解しにくく、厚い堆積有機物層が形成されてポドゾル化が起きやすい。こうした条件は水質にも影響を及ぼしていると考えられる。一方、多雪地帯では、融雪が始まるとともに流量が急激に増加し、同時に水質も変化する。また、この地域には火山が多く、特に東北地方では奥羽脊梁山脈に沿って温泉が多数湧出しており、これが渓流水質に影響を及ぼしているところがある。

東北地方各地の森林地帯における渓流水質の調査結果は表 1.2-8 のとおりである。これらは、同一地点で複数回採水・分析された結果である。河川の水質については多数報告されているが、温泉の影響が明らかな場合や大流域の事例を除外し、比較的狭い範囲での結果である。

表 1.2-8 東北地方の渓流水質測定例

No.	調査地	水系	採水地	標高	面積	地 質	林 相	EC mS/m	Na ⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	NO ₃ -N mg/l	TOC mg/l
				(m)	(ha)		林 齢									
1	青森県 青森市	内真部川	中ノ沢	80	81	第三紀砂 岩・凝灰岩	ヒバ天然林 152-202	9.9	14.0	2.44	3.2	2.4	19.3	7.4	0.14	4.7
2	青森県 青森市	内真部川	西家戸 沢	40	53	第三紀砂 岩・凝灰岩	スギ人工林 20-25	10.8	13.8	3.28	5.6	2.5	18.8	5.2	0.11	2.6
3	青森県 鯉ヶ沢町	赤石川	大栃沢	170	18	第三紀凝灰 岩	ブナ天然林 161	8.6	9.3	0.98	8.8	2.2	11.4	4.5	0.12	2.5
4	青森県 鯉ヶ沢町	赤石川	五人役 沢	280	27	第三紀凝灰 岩	スギ人工林 24-27	9.6	8.5	0.62	13.1	2.2	11.3	5.9	0.13	2.1
5	青森県 鯉ヶ沢町	赤石川	津軽沢	280		第三紀安山 岩	ブナ・スギ人工林	14.9	15.3	1.19	14.4	4.3	9.8	45.2	0.22	1.0
6	青森県 鯉ヶ沢町	赤石川	猿賀沢	310		第三紀安山 岩	ブナ・スギ人工林	13.5	18.5	1.20	7.2	3.1	9.1	23.1	0.35	1.3
7	岩手県 玉山村	北上川	姫神	640		中生代花崗 岩	スギ・カラマツ人工林 6, 25-30	5.0	3.7	0.32	4.7	0.9	3.1	1.7	0.88	2.0
8	秋田県 藤里町	米代川	南沢	400		第三紀流紋 岩・凝灰岩	ブナ天然林	9.0	6.3	0.61	9.8	1.7	6.8	10.6	0.24	1.0
9	秋田県 藤里町	米代川	三蓋沢	400		第三紀花崗 岩・凝灰岩	ブナ天然林	9.1	6.2	0.64	9.4	2.0	6.3	7.6	0.26	1.1
10	秋田県 藤里町	米代川	善知鳥 沢	385		第三紀凝灰 岩・玄武岩	ブナ天然林	7.1	6.1	0.53	6.0	1.6	6.6	5.9	0.19	0.9
11	秋田県 藤里町	米代川	向善知 鳥沢	390		第三紀安山 岩	ブナ天然林	7.4	6.1	0.61	6.1	1.6	7.1	8.0	0.24	0.9
12	秋田県 藤里町	米代川	抱合沢	320	122	第三紀泥岩	ブナ天然林 166	5.1	6.0	1.28	3.8	1.4	6.1	11.2	0.08	1.3
13	秋田県 藤里町	米代川	小屋場 沢	370	127	第三紀泥岩	スギ人工林 48-63	4.4	5.8	1.20	3.1	1.0	6.2	4.0	0.14	1.2
14	山形県 真室川町	最上川	釜淵 ¹ 号沢	162	3	第三紀凝灰 岩	落葉広葉樹林 60+	5.8	7.0	1.65	2.9	0.9	8.8	7.8	0.26	3.9
15	山形県 真室川町	最上川	釜淵 ² 号沢	166	3	第三紀凝灰 岩	スギ人工林 28-38	5.9	6.8	1.66	2.4	0.8	7.7	7.5	0.30	3.0

資料:池田重人(1999)

(2) 森林からの葉等落下有機物の供給

ア 葉等落下有機物の供給が溪流生物に与える影響

森林域を流れる溪流には毎年秋に大量の落ち葉等が供給され流域に生息する多様な動物類の重要なエネルギー源になっている。

山地上流域では河川内の有機物資源は、溪畔林からの葉等落下有機物によって支えられている。葉等落下有機物は上流の水生昆虫が分解することによって、さらに下流の水生昆虫の餌になっている。

水域外で生産され流入する葉等落下有機物の重要性は、上流から下流に向かって川幅が広がり河川の中に光が差し込む割合が増えるにつれて相対的に小さくなる。

河川の幅が広がるにつれて河川内に日射エネルギーが差し込む割合が増し、こうした場所では、水生植物や藻類の光合成生産が増加し、底生生物が落葉に変わってこれを利用することとなる。葉を噛み砕いて食べる破砕摂食者（シュレッダー）は上流域に分布し、これらによって細くなった有機物や排泄物は、さらに下流に分布する収集摂食者（コレクター）によって餌として利用される。これらの他、珪藻類をそぎ取って食べる刈り取り摂食者（グレイザー）もいる。

さらに大きな河川になると、水深と濁りが増し、河川内の一次生産量は再度低下するが、上流から多くの有機物が運搬され食物連鎖のつながりは海へとつながっている。

こうした流域全体の流れでエネルギーや有機物の変化と底生生物の摂食機能群の分布を説明した仮説は、河川連続体説と呼ばれている。(図 1.2-6)

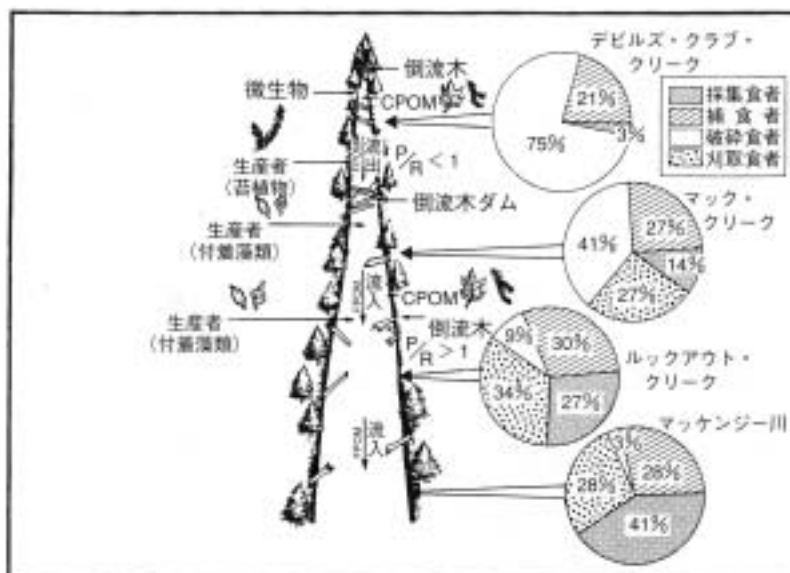


図 1.2-6 マッケンジー川流域の小溪流から大規模河川に至る底生生物群集の変化が表現されている河川の連続体概念 (Vannote et al., 1980)²¹⁾

注 1 : CPOM は粗大有機物片 (> 1mm)、FPOM は微細有機物片 (< 1 mm) である。

注 2 : P/R は生産 / 呼吸である。

これまで、多くの研究が北ヨーロッパ、北アメリカでなされ、北海道の広葉樹林で実施した調査では、樹冠で覆われた溪流内に陸域から入る落葉量は ha 当り約 3.0 トン程度で、樹冠から直接入る量はそのうち 89% を占め、後の 11% は林床堆積している落葉が風などで巻き上げられ溪岸から入り込む量であった(岸ほか、1999)。

北海道南部の落葉広葉樹林流域において秋に生産された落葉の分解過程についての調査では、落葉を 0.5cm メッシュのリターバッグに詰め、水生昆虫の進入できる処理(オープン)と進入できない処理(コントロール)の 2 処理で溪流内の淵に設置し、11 月から翌年の 7 月までほぼ 1~2 ヶ月おきに回収してその葉重変化を比較したものである。溪流内に入った落葉は、可溶性物質が数日の内に溶け出した後、微生物、特に菌類が付着し、最終的に水生昆虫に摂食されるという過程をたどって分解される。

実験に用いた葉は、実験溪流周辺に一般的にみられるブナ (*Fagus crenata*)、ミズナラ (*Quercus mongolica* var. *grosseserrata*)、イタヤカエデ (*Acer mono* MAXIM.)、ホオノキ (*Magnolia obovata* THUNB.)、サワシバ (*Carpinus cordata* BLUME)、シラカンバ (*Betula platyphylla* var. *japonica* HARA)、トチノキ (*Aesculus turbinata* BLUME)、ケヤマハンノキ (*Alnus hirsuta*)、ヤナギ属 (*Salix* sp.) の 9 種である。

落葉の分解速度は樹種によって異なっており(図 1.2-7)、溪畔にみられる窒素分の多いケヤマハンノキが最も分解され易く、イタヤカエデ、シラカンバ、サワシバ、ヤナギ属が中間で、斜面に見られるホオノキ、ミズナラ、ブナ、トチノキは分解されにくい(柳井ほか、1995)²²⁾。

溪畔林からは、落葉のみならず枝、幹、花、種子、多くの陸生昆虫も落下し、溪流生態系に有機物資源を供給している。

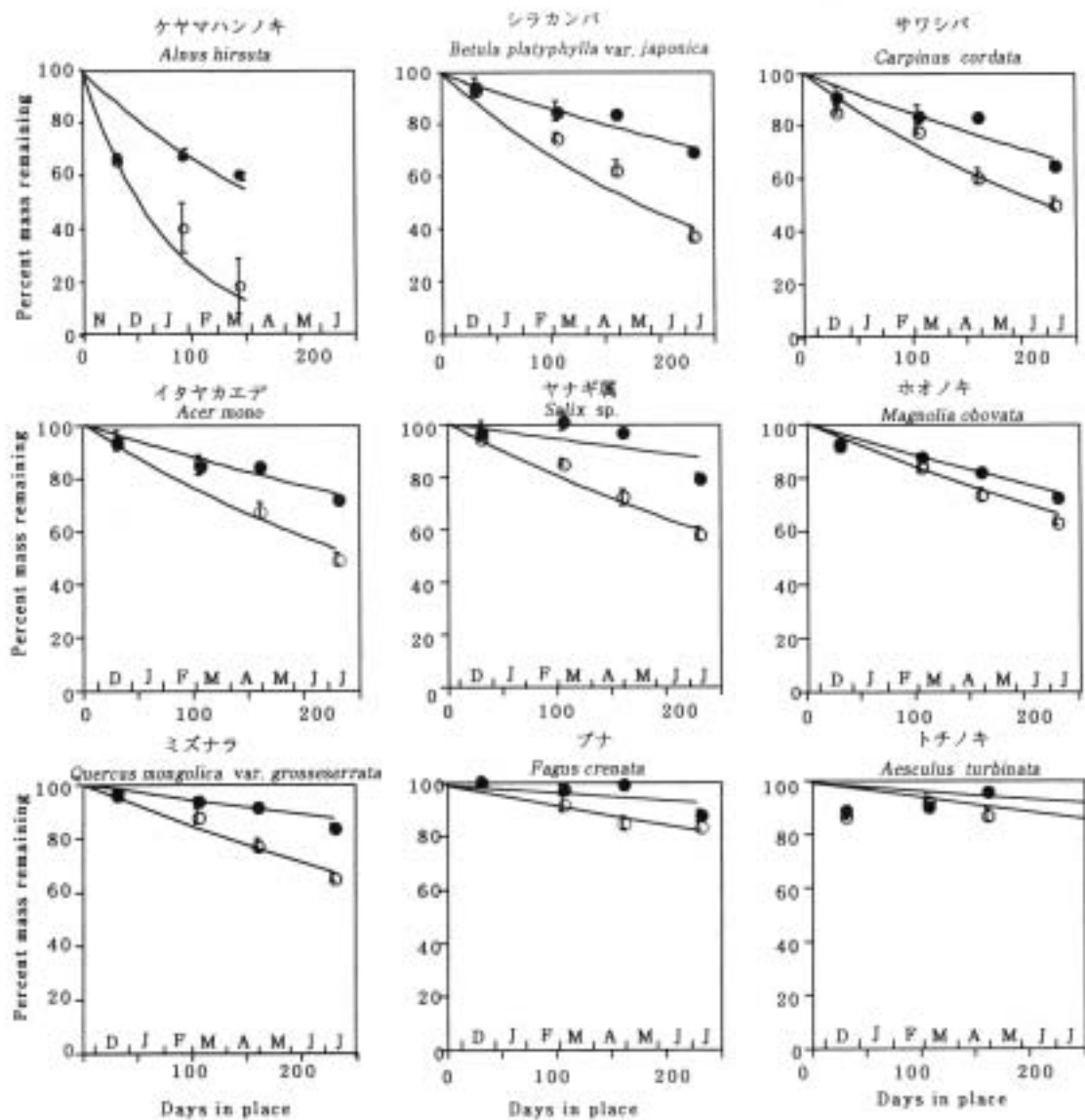


図 1.2-7 山地溪流における広葉樹 9 種のリターの分解過程 (柳井、1995)²²⁾

注 1 : ○ はオープン (5 サンプルの平均値)、● はコントロール (5 サンプルの平均値) 処理を示す。

注 2 : 縦線は標準誤差を示す。曲線ラインは指数関数に適合させたもの。

イ 落葉が河口域の生物に与える影響

森林域を流れる溪流には毎年秋に大量の落ち葉が供給され流域に生息する多様な動物類の重要なエネルギー源になっている。落葉は上流の水生昆虫が分解することによって、さらに下流の水生昆虫の餌になっている。しかし、落ち葉は河川で分解されるばかりではなく、雪解け出水、集中豪雨等により海へ流入することもある。

北海道日本海沿岸の濃昼川河口域周辺に落ち葉の堆積が年間を通じて形成され、海に運ばれた森林起源の落ち葉をトンガリキタヨコエビが優占し本種はクロガシラカレイ 0 歳魚の主要な餌生物になっていることが判明した(図 1.2-8)。トンガリキタヨコエビは北アメリカ西海岸やカムチャッカ半島～サハリン沿岸の潮間帯～潮下帯にも広く生息する寒海性の端足類であり、北アメリカ沿岸では本種がサケ科幼魚の重要な餌になっている (Levings 1973)²³⁾。トンガリキタヨコエビの繁殖期は 5 月と 10 月の年 2 回と推察されており、6 月から 11 月に成長が顕著になり、12 月から 5 月に停滞する傾向にある。同河口域ではクロガシラカレイ 0 歳魚は年間生産量の 81.6%に相当する有機物をトンガリキタヨコエビに依存しており、その 27%に当たる値が落葉からトンガリキタヨコエビを介してクロガシラカレイに流れたと推定された。この河口のクロガシラカレイは年間生産量の 22.0%を落葉に支えられている。(桜井、柳井 2003)²⁴⁾。

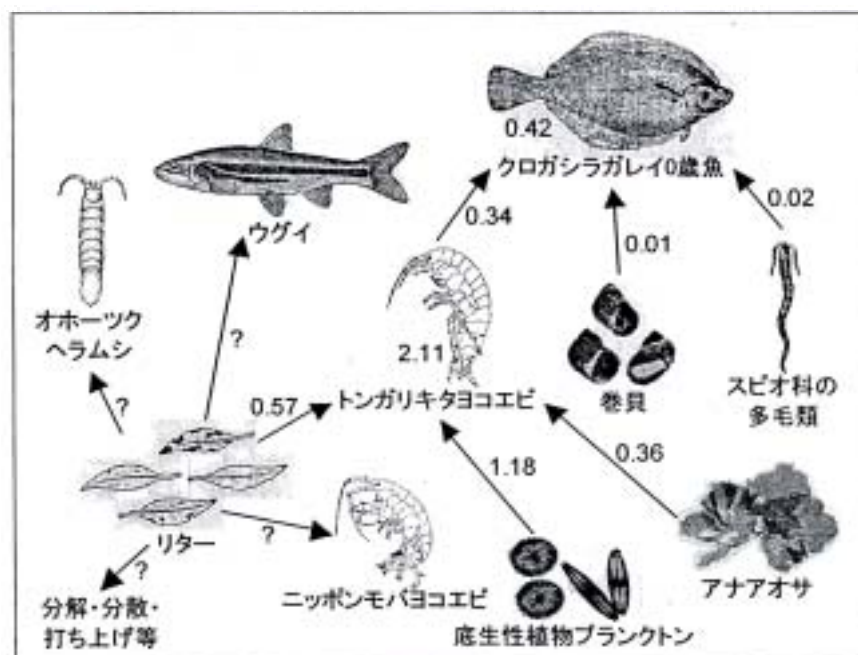


図 1.2-8 濃昼川河口域の落葉だまり内における有機物フロー
(桜井、柳井 2003)²⁴⁾

ウ 森林からの葉等の落下有機物量

(ア) 森林型と落葉量

森林の落葉量は、表 1.2-9 のとおり亜寒帯・亜高山常緑針葉樹林、温帯常緑針葉樹林、温帯落葉広葉樹林、照葉樹林及び熱帯林と森林型により異なる。傾向としては南方の森林帯が多くなっている。

森林型	代表的な樹種	調査林分数	落葉量 t/ha・年
亜寒帯・亜高山常緑針葉樹林	トドマツ・トウヒ・ コメツガ	4	4.23 ± 0.97
温帯常緑針葉樹林	スギ・ヒノキ・ アカマツ	41	4.57 ± 1.42
温帯落葉広葉樹林	ブナ・ミズナラ・ クヌギ	40	4.07 ± 1.00
照葉樹林	クスノキ・タブノキ・ アカガシ	13	6.51 ± 0.81
熱帯林（常緑樹林）	ガジュマル・タコノキ・ フタバガキ科樹木	32	9.87 ± 2.36

表 1.2-9 森林型と落葉量 (堤 利夫、1987 より抜粋。一部修正)²⁾

(イ) 各種森林の葉現存量と葉の平均寿命

森林の葉量は一般に落葉広葉樹林では少なく、2.5～3.5t/ha、常緑広葉樹 5～9t/ha、常緑針葉樹 15～20t/ha である(只木 1977、斎藤 1989)²⁵⁾。森林は樹種によって葉の寿命が異なり、落葉広葉樹、常緑広葉樹、温帯常緑針葉樹、亜寒帯常緑針葉樹林の順に長くなる(表 1.2-10 斎藤 1989)²⁵⁾。落葉広葉樹のハンノキの寿命はわずかに 0.7 年で、生育している間にかなりの葉が入れかわっている。最も寿命の長いコウヤマキでは 9.7 年である。このような葉の寿命の違いから、さまざまな森林の葉の現存量は、ブナ林の 3t/ha からコウヤマキ林の 34t/ha まで約 10 倍の差がある。

ブナのような落葉広葉樹では、葉はすべて春以降に新しく生産されたもので、夏に着いている葉量は葉の生産量にほぼ近い。常緑樹では、当年以前につくられた葉が着いているので、葉量は葉の生産量とは異なる。我が国森林の葉の生産量は落葉樹林、常緑広葉樹林、マツ林などでは 3～4t/ha・年で、葉量が特別多く、寿命の長い常緑針葉樹林では 1.5～2.5t/ha・年である(大畠、1986)²⁶⁾。

樹種	森林型	樹齡 (年)	葉現存量 (t/ha)	落葉量 (t/ha・年)	平均寿命 (年)	備考
ヨーロッパトウヒ人工林	亜寒帯・亜高山帯常緑針葉樹林	41	22.1	3.8	5.8	齋藤ら、1980
モミ林	亜寒帯・亜高山帯常緑針葉樹林	成熟	15.1	2	7.5	安藤ら、1977
ツガ林	亜寒帯・亜高山帯常緑針葉樹林	成熟	7.8	2.2	3.5	安藤ら、1977
シラビソ・オオシラビソ林	亜寒帯・亜高山帯常緑針葉樹林	成熟	20.8	2.2	9.5	木村ら、1963
コメツガ林	亜寒帯・亜高山帯常緑針葉樹林	成熟	10.2	1.9	5.3	大島ら、1977
アカマツ林	温帯常緑針葉樹林	7	9.8~11.5	4.9~8.4	1.2~2.3	蜂屋ら、1966
アカマツ林	温帯常緑針葉樹林	20	8.7	2.9	3.0	佐藤ら、1970
クロマツ林	温帯常緑針葉樹林	19	11.7	3.6	3.9	湯浅ら、1981
ヒノキ人工林	温帯常緑針葉樹林	17	14.3	2.2	6.6	川原ら、1979
ヒノキ人工林	温帯常緑針葉樹林	41	18.0	2.7	6.8	吉良ら、1982； 齋藤ら、1982
ヒノキ人工林	温帯常緑針葉樹林	19	11.7	3.6	3.3	齋藤ら、1981；1982
コウヤマキ人工林	温帯常緑針葉樹林	63	34.0	3.5	9.7	大久保ら、1981
ハンノキ林	温帯落葉広葉樹林	15	2.9	4.3	0.7	只木ら、1987
ブナ林	温帯落葉広葉樹林	成熟	3.0	2.9	1.0	川原ら、1979
コジイ林	照葉樹林	14	8.4	3.7	2.2	只木ら、1968
照葉樹林	照葉樹林	約 60	6.8~7.8	3.2~4.2	1.8~2.4	吉良ら、1978

表 1-10 各種森林の葉現存量と葉の平均寿命

注：葉の平均寿命は現存量と落葉量より計算

(齋藤秀樹、1989 より、一部修正)²⁵⁾

(ウ) 葉等の落下有機物量

森林からの葉、枝、樹皮、花、種子、昆虫等の落下有機物量は森林の種類によって異なるが、下表 1.2-11 の報告がある。ブナ等天然林平均の場合には 5.3t / ha・年、コナラ二次林の場合には 5.6t / ha・年、スギ人工林の場合には 6.2t / ha・年、アカマツ林の場合には 6.7t / ha・年となっており。

また、ヒノキ人工林では 3.5t / ha ~ 4.6t / ha、常緑広葉樹では 6.6t / ha ~ 7.4t / ha となっている。

温帯における森林からの葉等の落下有機物量は森林の種類によって異なるが、ヘクタール当たり 3.5t から 7.5t の範囲である。

単位 : kg/ha・y

	調査数 (年*箇所数)	葉等の落下有機物量 (年平均/調査数)				調査場所	備 考
		葉	枝と樹皮	その他	計		
モミ・ツガ天然林	13	3,184	1,079	365	4,628	和歌山県	
ブナ天然林 1	4	3,066	1,204	946	5,216	山形県	老齢林
ブナ天然林 2	4	2,974	1,709	1,417	6,100	山形県	老齢林
ブナ天然林 3	1	2,220	880	1,420	4,520	岐阜県	
ブナ天然林平均		2,753	1,264	1,261	5,278		
コナラ 2 次林	4	4,036	1,264	348	5,648	山形県	壮齢林
スギ人工林	1	4,800	1,280	200	6,280	愛知県	
アカマツ林	2	3,829	1,982	870	6,681	京都府	
クロマツ林	3	4,130	630	700	5,460	千葉県	
ヒノキ人工林 A	11	3,281	820	504	4,606	山口県	地位良・施肥
ヒノキ人工林 B	11	2,895	841	426	4,162	山口県	地位良・無施肥
ヒノキ人工林 C	11	3,121	699	401	4,220	山口県	地位劣・施肥
ヒノキ人工林 D	11	2,389	809	292	3,490	山口県	地位劣・無施肥
常緑広葉樹林	1	5,955	1,041	408	7,403	千葉県	人工造成地
常緑広葉樹林	1	4,784	1,240	617	6,641	千葉県	2 次林

表 1.2-11 各種森林の葉等の落下有機物量

注 1) 葉には主要樹種以外の下層木などの葉も含まれる。

注 2) その他には花や種子などの生殖器官、昆虫及び虫糞等が含まれる。

(京都大学農学部演習林報告 1986-12 吉野²⁷⁾、新潟大学農学部演習林研究報告 1994 - 02 丸山、今²⁸⁾、日本林学界大会発表論文集 1986-10 上田、堤²⁹⁾、京都大学演習林報告 1991 斎藤、上家、祐、竹岡³⁰⁾、日本林学界大会発表論文集 1984-10 岩井³¹⁾、日本林学界大会発表論文集 1984-10 勝野、萩原、穂積³²⁾、日本林学界大会発表論文集 1987-10 小田³³⁾、日本林学界中部支部大会講演集 1986-03 後藤、安藤、鈴木³⁴⁾、日本林学界中部支部大会講演集 1981-03 依田、只木³⁵⁾より)

(工) 葉等の落下有機物量の季節変化

落葉の最盛期は4～6月と9～11月の2回である。常緑広葉樹と落葉広葉樹とではその最盛期が異なる。常緑広葉樹の多くは4～6月に落葉の最盛期があり、落葉広葉樹は7月頃から落葉が始まり9～11月に最盛期になる(図1.2-9)。

なお、別の報告から常緑針葉樹ではスギの落葉は11月に多いが、枝は風により必ずしも秋ではなく、ヒノキの落葉も秋に集中するが、年次により多少の相違があり、11月の1ヵ月間にその大部分が落下する年と、11月、12月、1月にかけて大部分が落下する年がある。

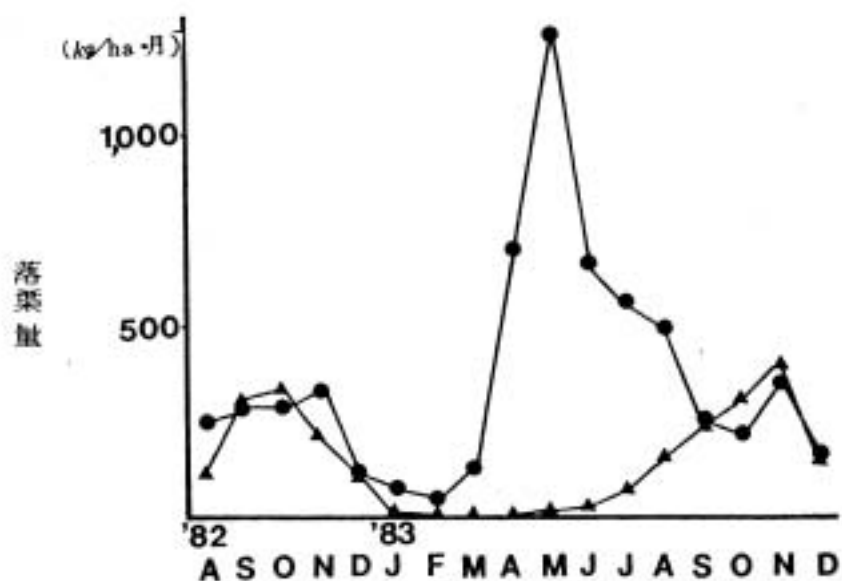


図 1.2-9 常緑・落葉広葉樹別落葉量の季節変化 岩井宏寿(1984)³¹⁾

注： 常緑広葉樹
落葉広葉樹

(オ) 溪流への有機物の落下

森林から溪流への有機物供給量は、溪流の川面に直接落下する有機物と林床に落下した有機物が風などで斜面を転がり川面に落下するものがある。後者の割合は、20.0%～25.6%との報告があるが(2003 阿部俊夫、藤枝基久)³⁶⁾、林床における落葉の移動は斜面傾斜の影響を強く受け、地形によりその範囲も異なると考えられる。

(3) 森林の流量の安定機能及び土砂流出防止機能の調節

ア 森林の流量安定

森林は降雨の直接流出量を減少させるとともに、ピーク流量を低減させ洪水を緩和する機能を果たしている。洪水を緩和する機能は、森林の樹幹、林床植生、落葉落枝の存在と、降雨の森林土壌への浸透により発揮される。裸地斜面では降雨に対する流出の反応が敏感で、流出水の上昇と増水の急減であり、また、ピークの流出量が大きく、森林斜面の10倍にも達している。

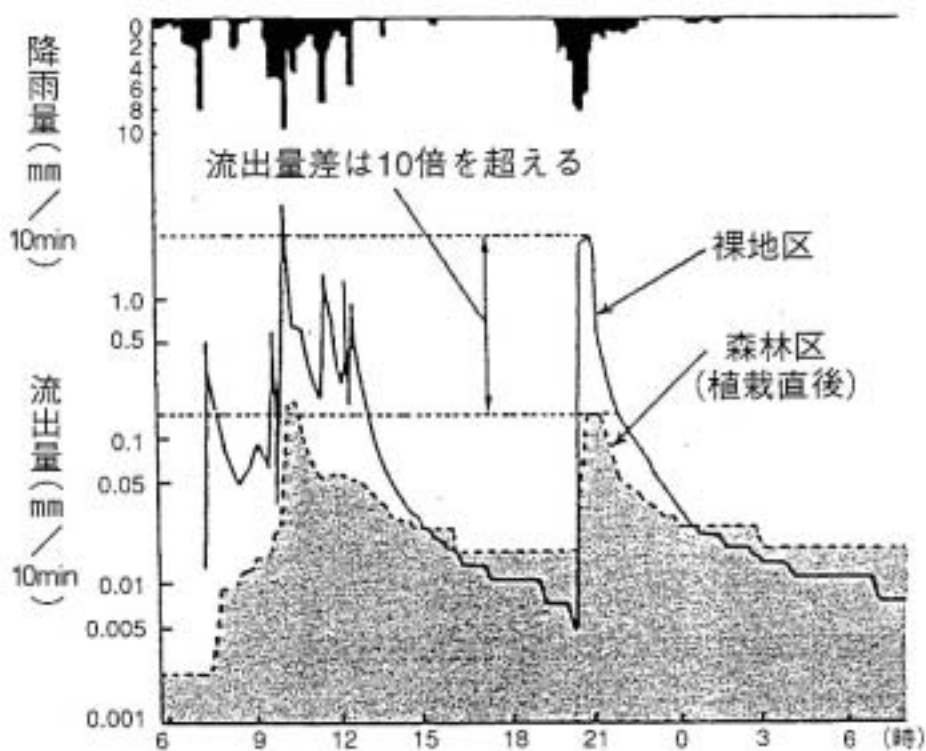


図 1.2-10 裸地と森林（植栽直後）の流出ハイドログラフの違い（福嶋、1977）³⁷⁾

イ 森林の存在と土壌浸食

森林の土砂流出防止機能は、雨滴の打撃による地表面の土粒子の分散防止、地表面の浸透性向上による地表流の発生抑止、さらに地表流が発生した場合に流下速度を抑え、土粒子運搬エネルギーの減殺として発揮される。

森林の樹冠、林床植生、落葉落枝は地表面を雨滴の打撃から守り、土壌構造の破壊を防ぎ、表面浸食を防止し土壌流出防止に重要な役割を果たしている。

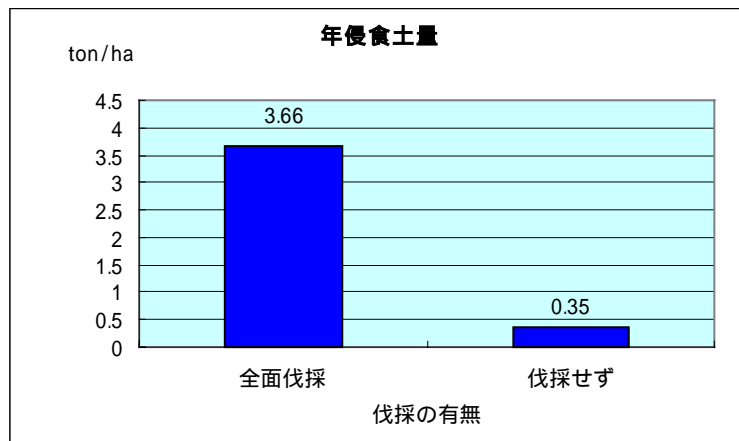


図 1-2-11 伐採の有無による土壌の侵食量 (川口武雄、山本勝一、1948)³⁸⁾

注：傾斜 30°、アカマツ天然林 30 年生、岡山県下、年雨量 746mm

ウ 落葉で地表が覆われた場合の土壌流出の違い

森林に落葉被覆がある場合には、裸地状態と比較すると侵食土砂量が著しく少ない。図 1.2-12、図 1.2-13、図 1.2-14 のとおり葉の形状や落葉の堆積状態により異なるがおおむね 0.4cm 以上(アカマツの場合は 0.8cm 以上)の落葉被覆があれば、地表面上にある落枝落葉層や草本などの林床植生が雨滴や樹冠からの水滴のエネルギーを減殺し、雨滴浸食を防止するとともに、地表流の発生を抑制し土壌侵食を防ぎ土壌流出防止に効果がある。

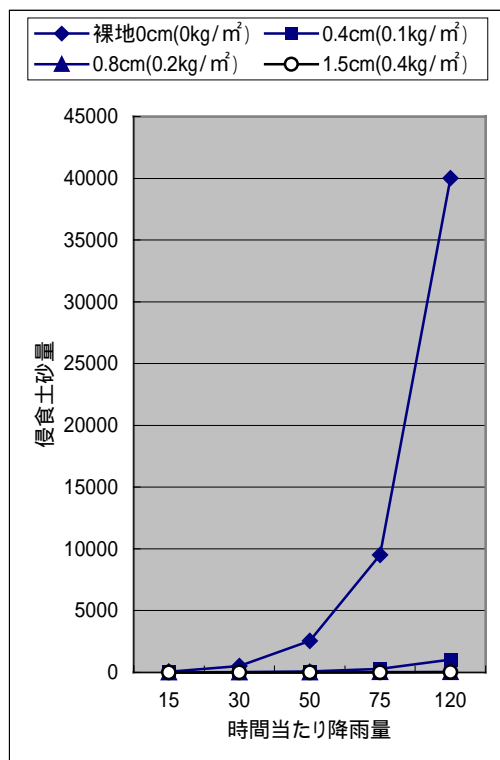


図 1.2-12 地表表面の落葉量と侵食土砂量 (コナラとウミズザクラ)

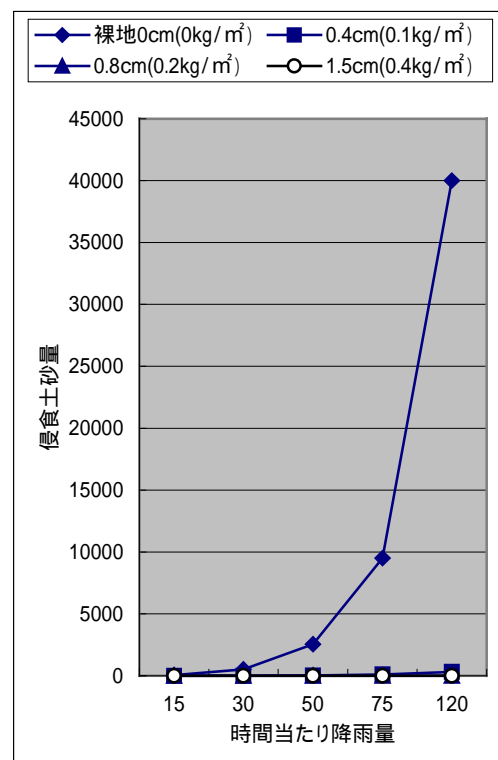


図 1.2-13 地表表面の落葉量と侵食土砂量 (カラマツ)

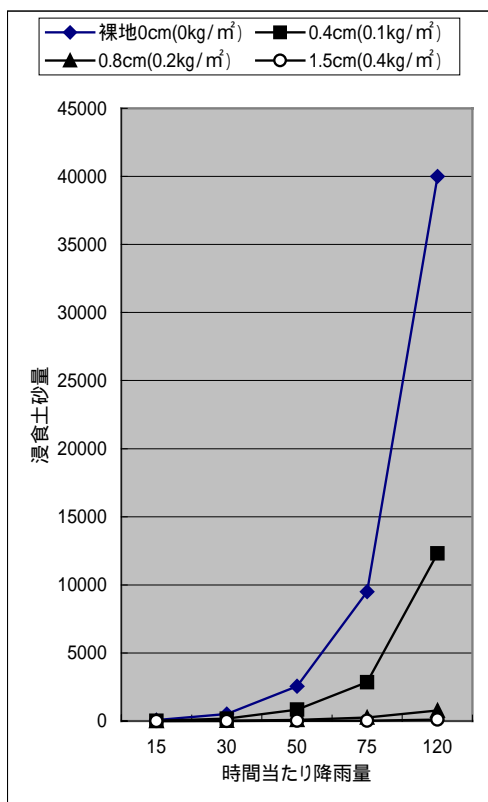


図 1.2-14 地表表面の落葉量と浸食土砂量
(アカマツ)

資料：村井ほか 1975 を作図³⁹⁾

注 1：浸食土砂量の単位は、kg / ha · hr

注 2：室内実験結果、傾斜長 1.5m、傾斜 25°、岩手火山灰

エ 林種、樹種等土地の被服状態による土壤浸透能の違い

森林は一般に森林土壤で覆われている。地表を被う A₀ 層の働きや森林土壤の高い透水性と保水性により、地表に到達した降雨の大部分は地中に浸透し、かつ一時的に貯留される。このため森林地に降った雨水は時間のずれをもって、しかも時間をかけて流出する部分が多くなり、短い時間の激しい降雨であっても、長い時間の穏やかな流出となる。

図 1.2-15 の土地利用と土壤浸透能の調査では土壤浸透能は森林平均が 258mm / ha 伐採跡地が 158mm / ha、草生地 128mm / ha、裸地の 79mm / ha となり、森林の林種による浸透能の違いよりは、土地利用の違いによる差が大きい。

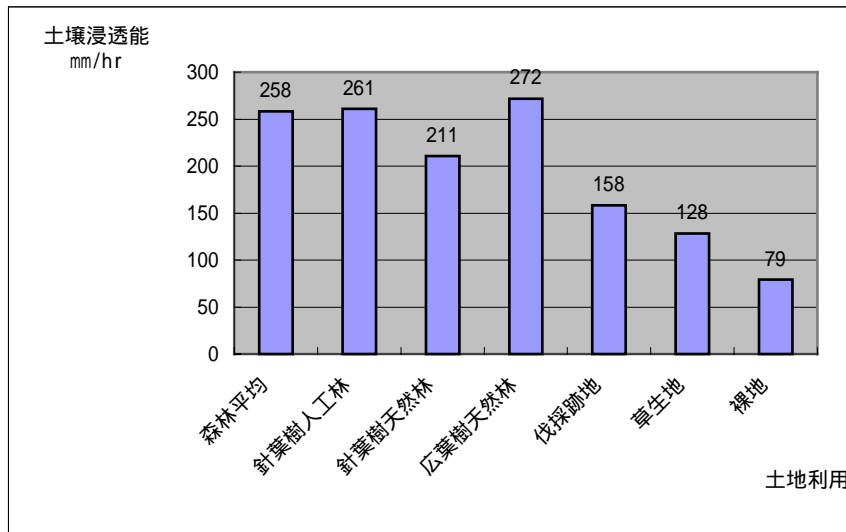


図 1.2-15 土地利用と土壤浸透能 (村井、岩崎 1975)³⁹⁾

参考

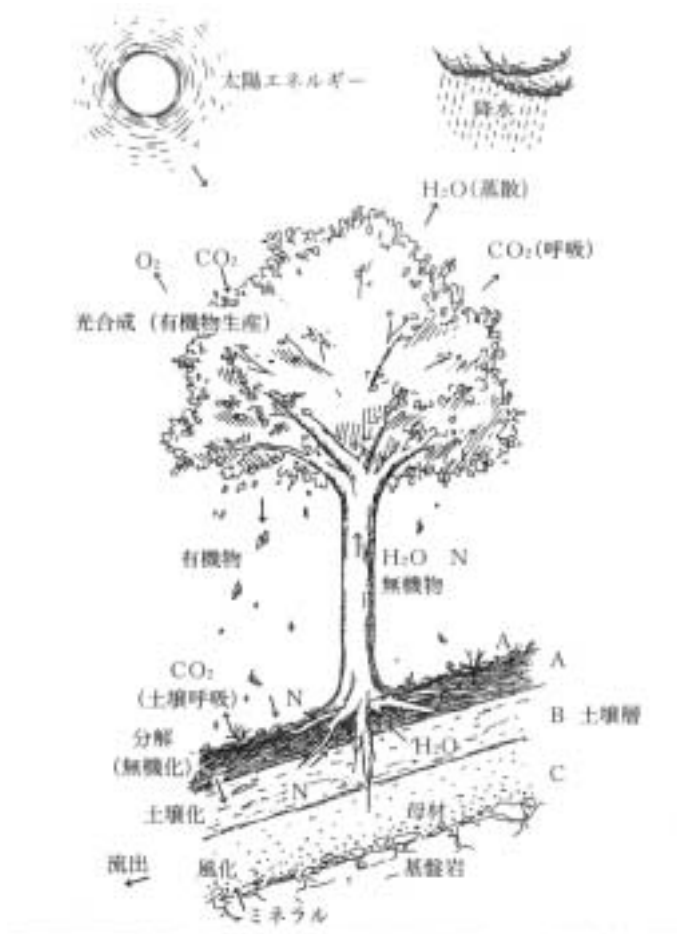


図 1.2-16 森林土壌 (太田、2001)

森林土壌は、表層から、落葉落枝やその分解途中のものが積み重なった A₀ 層、有機物に富む A 層、A 層からの溶脱物の集積した B 層、基礎岩の風化層である C 層のような層位を持つ。森林の成立・発達とともに草や根の腐朽、地中の小動物の通路などによって作られた土中パイプは、表層では生成・変形・消滅を繰り返すが、下層では永続性のある物が多い。このため、A 層、B 層には大・中孔隙が多く、特に団粒構造が発達した A 層では、大孔隙の割合が大きい (「土の環境圏」、1997)⁴⁰⁾

オ 林齢の違いによる土壌の保水性

森林の成長とともに土壌の質的变化が進むことが判っており、各樹種とも林齢の高いところほど全粗孔隙量は多い。このことは土壌の保水性向上のためには長伐期がよいことを示している（図 1.2-17）。

なお、土壌の生成には地形、地質も大きく関係しており、スギ、ヒノキ、ブナといった地上部分の樹木のみ影響により土壌特性が決定されるものではない。

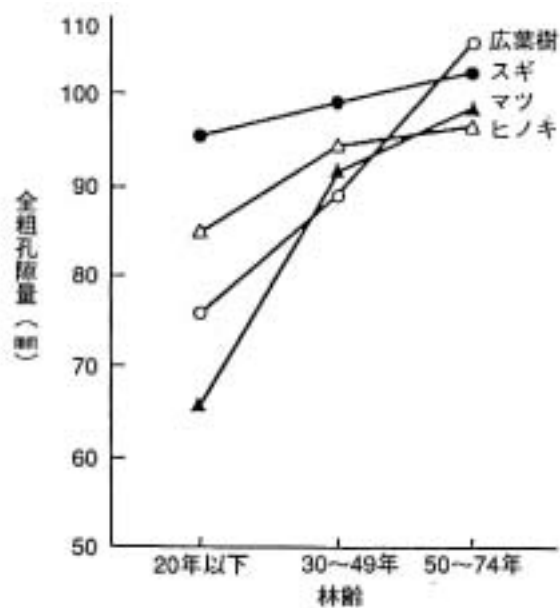


図 1.2-17 林齢による土壌層の全粗孔隙量の相違（竹下ほか 1977 より作図）⁴¹⁾

注：土壌孔隙 土壌の土粒子、礫、根などの固体の部分以外の、固体と固体の間の空間を土壌孔隙という。0.006mm 以下を細孔隙、0.006mm 以上を粗孔隙という。

カ 森林における降雨と濁水流出

森林は前述のように、降雨があっても地表流が発生しにくいいため濁水の発生を抑制する効果がある。良く整備された森林に降雨があった場合には、降雨強度、降雨時間、地形、地質、流域面積等にもよるが降雨後も数時間程度は濁水が流出するものの、短時間で清水に戻る傾向がある。

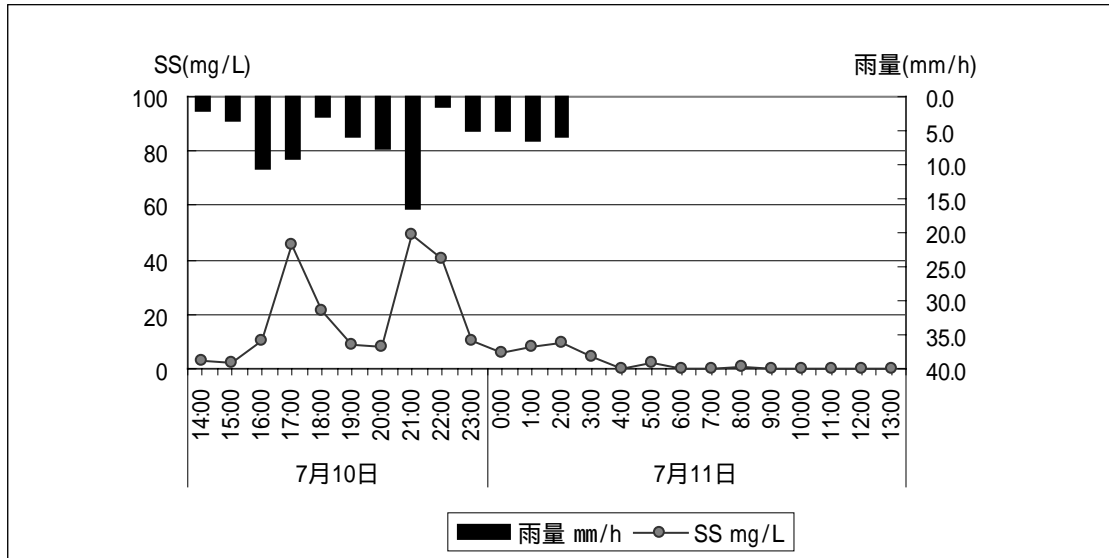


図 1.2-18 群馬県 熊川上流笹沢 3号量水堰観測結果 降雨が 82mm の場合 (2002.7.10 ~ 11)
上流域 14.9ha カラマツを上木とする複層林 (2003、土屋)⁴²⁾

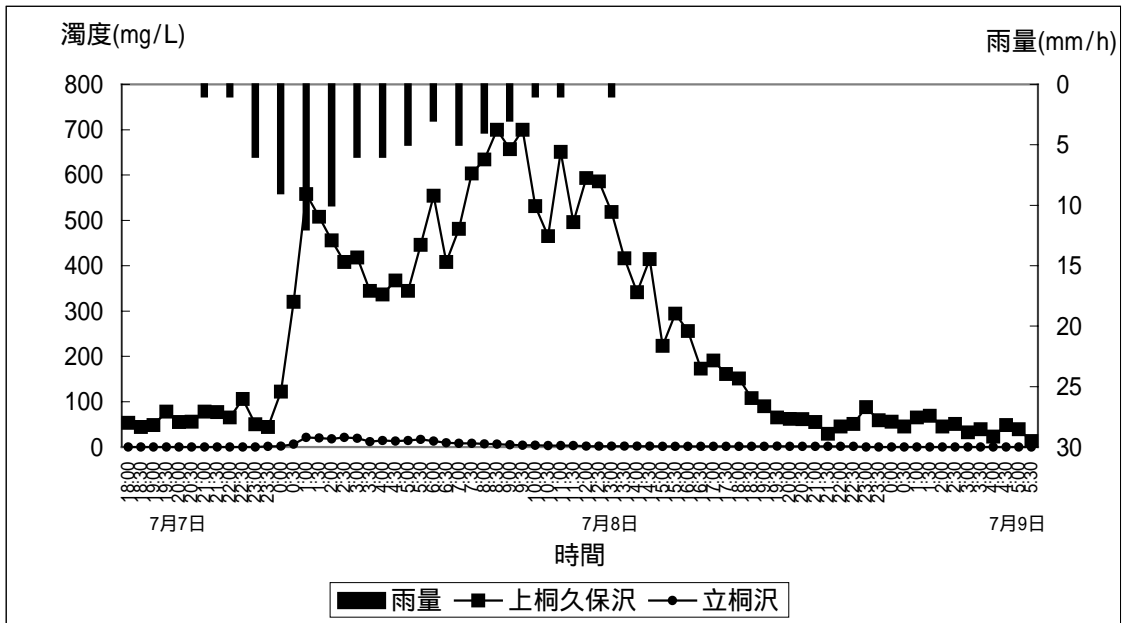


図 1.2-19 栃木県 足尾山地 観測結果 降雨が 75mm の場合 (2000.7.7 ~ 9)
上桐久保沢 流域面積 69ha 植生:森林 79%,草地 9%,岩石地 8%,荒廃地 3%
立桐沢 流域面積 86ha 植生:森林 95%,草地 4%,岩石地 0%,荒廃地 1% (2001、井上)⁴³⁾

キ 山腹工による復旧の効果

崩壊地等の裸地化した山腹斜面に降水があると、地表流が起き、浸食により濁水を発生させる。裸地斜面に階段及び植栽等を施工し、森林が回復すると、土砂の流出及び濁水の防止に大きく貢献する。これは植栽した樹木や草本等の効果で浸透能が増すことによる。また、樹木が成長すると、樹冠、地表植生、落葉、落枝等が降雨の落下速度を減殺することで雨滴浸食を防止する。さらに落葉落枝は地表水の流下速度を減殺する。一方、落葉、落枝などによる有機物供給ならびに地中小動物の活動の活発化が土壤の団粒構造を発達させ、土壤の孔隙量やパイプ状の管水路を増加させ浸透能が一層向上する。

図 1.2-20 に見るとおり、裸地と山腹工施工地とでは、流出土砂量が3ケタ少ない。また、山腹工施工後 15 年ほどして、土砂流出量が更に一段と減少している。これは、樹木が成長することにより落葉、落枝が林床に蓄積し、有機物の多い土壤となって土壤の孔隙量を増し、雨水の土壤浸透能が一層増大したことによる。

崩壊地に山腹工を施工することによる土砂流出防止、濁水防止には、効果は大きなものがある。

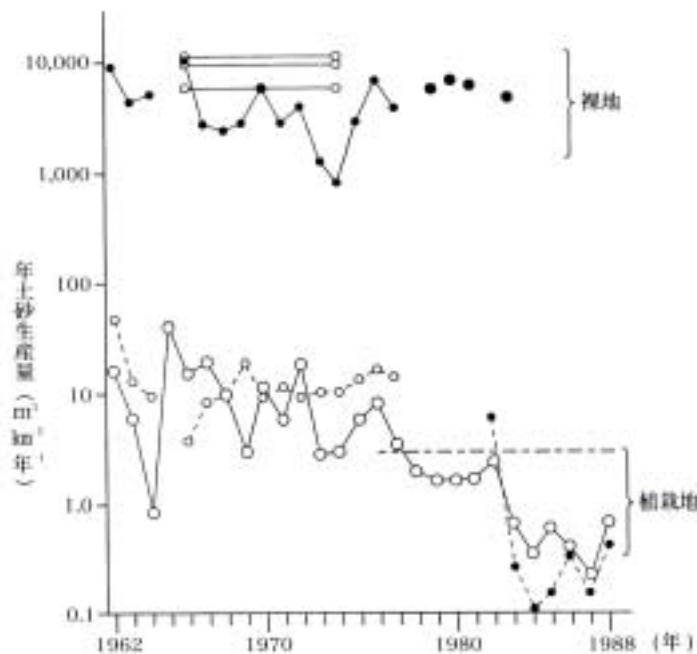


図 1.2-20 裸地と山腹工施工地の土砂流出量の比較（鈴木 雅一）⁴⁴⁾

滋賀県田上山の 1962 年から 26 年間の連続調査事例

印の違いは試験地の違いである。

崩壊地などに山腹工を施工した場合、森林・草地が増加し、岩石地、荒廃地が減少するとともに流出する水の濁度が減少していく傾向にある。下図 1.2-21 のように荒廃率が小さくなるほど濁度が減少する。

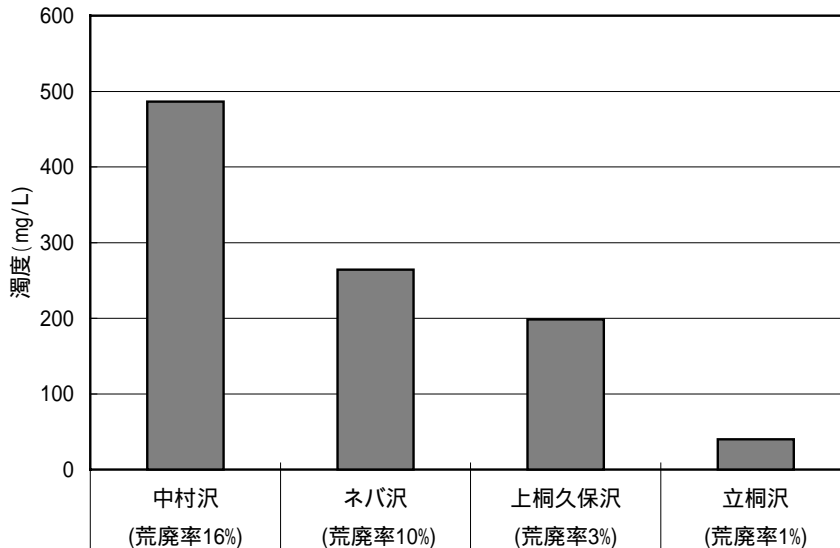


図 1-21 荒廃率の違いによる降雨時の濁度最大値の違い - 栃木県足尾山地 (井上、2003)⁴⁵⁾

注 1 雨量 50mm、直前雨量強度 10mm/hr の場合である。

注 2 1998 年から 2002 年まで観測の約 10 例を用いた回帰式による。

注 3 ここで荒廃率とは、山腹の崩壊地と溪流内の不安定土砂の堆積地を合計した面積（荒廃地）の流域面積に対する率である。

注 4 各流域の概要は次の通りである。

流域	流域面積 (ha)	植生別面積率 (%)					山腹工等実施率 (%)
		森林	草地	岩石地	荒廃地	計	
中村沢	29	24	35	24	16	100	66
ネバ沢	47	40	41	9	10	100	57
上桐久保沢	69	79	9	8	3	100	35
立桐沢	86	95	4	0	1	100	0

注 5 当該地域は足尾銅山の煙害被害地であり、逐次、山腹工、空中緑化等が施工されており、施工地は森林と草地に変わる。山腹工等が施工された結果岩石地と荒廃地が減少している。

注 6 森林と草地の面積合計が中村沢の山腹工等実施率より小さいのは、施工しても植生が回復していない所があるためである。

(4) 樹冠による日光遮断と倒流木の供給

樹冠による日光遮断は、水温の上昇を抑える上で重要な役割を果たして高温に弱いサケ科の魚類に重要な生息環境を提供している。北海道の広葉樹林では、夏の間太陽日射量の70~80%がカットされ、直接水面に到達できるエネルギー量は20~30%程度に抑えられる(図 1.2-22)。

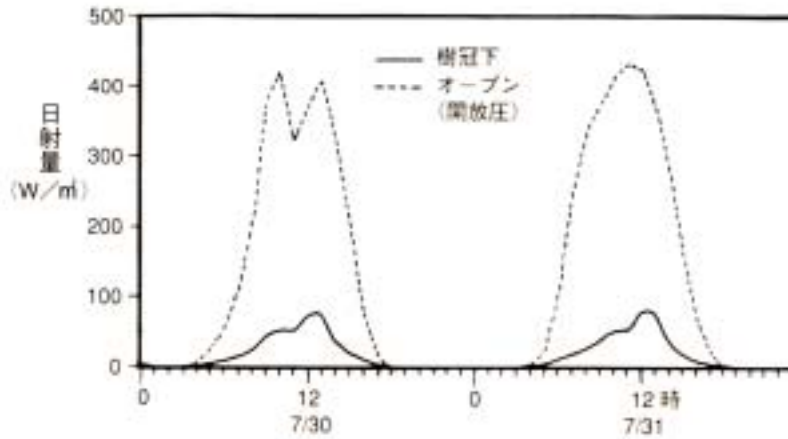


図 1.2-22 樹冠の有無と日射量 (中村、百海、1989) ⁴⁶⁾

こうした溪畔林樹冠の日光遮断によって、夏季の川の水がもっとも少なく流速の遅い時期でも山地上流域の渓流水温は低温に保たれる。このため、落葉広葉樹の開葉時期の遅い北海道の溪流では5月の水温の日変化が極めて大きく日中の最高水温が最も高くなるのもこの時期である。1日のうちの最高水温と最低水温との差である水温日変動幅は開葉期と落葉期では異なり、樹冠による日射遮断により夏季においても安定した低水温が保たれる。樹冠による日光遮断が渓流水の水温変化を通じて水産資源に与える事例としては次の報告がある。北海道問寒別川流域で実施された調査では、50m~160mの流域スケールにおけるサクラマス个体数密度は、溪畔域が樹林で覆われているか人工草地やササによって覆われているかのよって影響を受ける。河川水温が20を越える溪流ではサクラマスの个体数が激減する (inoue et al.,1997) ⁴⁷⁾

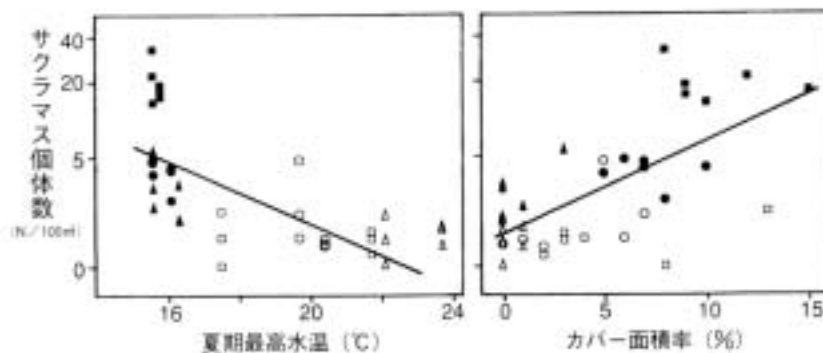


図 1.2-23 夏期の水温とサクラマス个体数 (井上ら、1997) ⁴⁷⁾

一方樹冠で覆われた溪畔域では日光遮断により溪流内の石礫に付着する藻類の繁殖は抑えられ、溪流に日射量がある伐採区間では夏季において一次生産量が高く餌供給が多いためサケ科魚類の個体数が森林区間の2.5倍であるとの報告もあり(Murphy et al1986)⁴⁸⁾、正負双方の効果がある。どちらが重要な因子であるかは気候、地形等により異なる。また、冬季に落葉する樹種からなる溪畔林は冬季間の一次生産量を高め河床有機物の不足する期間の餌資源を保障している可能性もある。

森林内から供給される倒流木は水の流れをさえぎることにより溪流の微地形の形成、溪流内の物質移動に重要な役割を果たしている。米国において実施された研究では溪流内に形成される階段状の落ち込み構造の30%から80%は倒流木により形成され、淵の約50%~100%が倒流木によって形成されると報告している。倒流木の量が増えると魚類の量が増える傾向を示しており、倒流木が形成する環境は魚類の生息場に欠かせない要素であると考えられている(Elliott,1986;Riley and Fausch,1995)^{49) 50)}。阿部、中村(1999)⁵¹⁾は、同じ溪流で倒流木除去実験をして、倒流木除去によってサクラマス⁵¹⁾の個体数が減少したことを対象区との比較で明らかにしている。

参考文献

- 1) 加藤正樹ほか(1999)：森林と渓流水質 その形成メカニズムと実態 ．林業科学技術振興所 ．
- 2) 堤 利夫(1987)：森林の物質循環 ．東大出版会 ．pp17・124
- 3) 加藤正樹(1997)：森林土壌の自然浄化作用(岩田進午・喜田大三監修：土の環境圏)．フジテクノシステム ．455 - 469
- 4) 一國雅己(1992)：岩石風化に由来する物質(日本科学会編：季刊科学総説 No.14 ．陸水の化学) ．学会出版センター ．16-24
- 5) 岩坪五郎(1996)：森林生態系における物質循環の機構(岩坪五郎編：森林生態学) ．文永堂出版 ．115 - 135 ．
- 6) 加藤正樹ほか(1997)：平地林の持つ水質浄化機能のモデル化と評価 ．森林総研所報 110 ．6 - 7
- 7) 藤本浩平ほか(1996)：樹幹流および林内雨に溶存する海塩由来物質が土壌に与える影響() ．海岸からの距離による溶存成分濃度の違い ．日林論 107 ．159 - 162
- 8) 鶴見 実・一國雅己(1989)：多摩川上流の沢水に含まれる無機成分の科学的特徴 ．環境化学誌 2(1) ．9 - 16 ．
- 9) 河田 弘(1989)：森林土壌学概論 ．博友社 ．pp399
- 10) Likens,G.E. ,et al(1997)：森林生態系の生物地球化学(及川武久監訳、伊藤昭彦訳) ．シュプリンガー・フェアラーク東京 ．pp177
- 11) 中野秀章・有光一登・森川 靖(1989)：森と水のサイエンス ．日林協 ．pp176 ．
- 12) 村井 宏・岩崎勇作(1975)：林地の水および土壌保全機能に関する研究(第 1 報)森林状態の差異が地表流下、浸透及び侵食に及ぼす影響 ．林試研報 274 ．23 - 84 ．
- 13) 加藤武雄・佐藤五郎(1978)：東吾妻火山地域の河川の水質と溶存物質の流送について ．水温の研究 22(3) ．2 - 12
- 14) 小沢竹二郎ほか(1980)：荒川上流秩父山地の河川水質(その 1) ．水温の研究 23(5) ．15-22 ．
- 15) 佐藤冬樹ほか(1990)：北海道北部天然林内を流れる小河川の水質 ．日林論 101 ．255 - 256
- 16) 森貞和仁・平井敬三(1995)：市ノ又山国有林流域の渓流水質 ．日林関西支論 4 ．55 - 56 ．
- 17) 徳地直子ほか(1991)：山地小流域における降水と流出水の水質 ．京大演報 63 ．60 - 68
- 18) 平田健正・村岡浩爾(1988)：森林域における物質循環特性の渓流水質に及ぼす影響 ．土木学会論集 399 ．131 - 173
- 19) 小林 純(1961)：日本の河川の平均水質とその特徴に関する研究 ．農学研究 48 ．63 - 106
- 20) 広瀬 顕・岩坪五郎・堤 利夫(1988)：森林流出水についての広域的考察(1) ．京大演報 60 ．162 - 173
- 21) Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W. and Cushing C.E(1980) ．The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37. 130-137
- 22) 柳井清治・寺沢和彦(1995)：北海道南部沿岸山地流域における森林が河川および海域に及ぼす影響() ．山地流域から津軽海峡に流出する浮遊土砂と有機物 ．日林誌 77 ．408 - 415
- 23) Levings C.D.(1973)：Intertidal benthos of the Squamish estuary. *Fish. Res. Board Can. MS Rep.*, 1218,60p

- 24) 櫻井 泉・柳井清治(2003)：濃昼川河口域の落ち葉だまりに生息するトンガリキタヨコエビとクロガシラガレイ若齢魚の生物生産．平成 12～14 年度重点領域特別研究報告書「森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価」．103 - 114
- 25) 齋藤秀樹(1989)：森林の物質生産．「森林生態学」．堤 利夫編．朝倉書店
- 26) 大畠誠一(1986)：森林の純生産量の同化部分への生産物配分．京大演報 57．
- 27) 古野東洲(1986)：和歌山演習林におけるモミ、ツガ林の生産力調査．京都大学農学部演習林報告 12．35 - 49
- 28) 丸山幸平・今 広(1994)：ブナ林の生態学的研究(40)．新潟大学農学部演習林研究報告 02．13 - 33
- 29) 上田晋之助・堤 利夫(1986)：壮齡のヒノキ人工林のリターフォール量におよぼす地位と施肥の影響について．日林論 97．51 - 63
- 30) 齋藤秀樹・上家 祐・竹岡政治(1991)：壮齡アカマツ林の現存量、枯死量、リター量およびリターフォール量．京都府立大学演習林報告 35．41 - 47
- 31) 岩井宏寿(1984)：環境保全林におけるリターフォール量．日林論 95．221 - 223
- 32) 勝野真澄・萩原秋男・穂積和夫(1984)：スギ人工林のリターフォール．日林論 95．363 - 364
- 33) 小田隆則(1987)：海岸クロマツ林の生長と密度について()．日林論 98．623 - 624
- 34) 後藤展哉・安藤辰夫・鈴村仁孝(1986)：林地におけるリターフォール量及びその分解について()．日林中支講 34．43 - 44
- 35) 依田修二・只木良也(1981)：ブナ天然林における土壤呼吸とリターフォールについて．日林中支講 29．37 - 38
- 36) 阿部俊夫・藤枝基久(2003)：茨城県内の 2 溪流におけるリター供給量と有機物流出量．日林論 114．pp717
- 37) 福郷義宏(1977)：田上山地の裸地斜面と植栽地斜面の雨水流出解析．日林論 88．
- 38) 川口武雄・山本勝一(1948)：林業試験集報 57．
- 39) 村井 宏・岩崎勇作(1975)：林地の水および土壤保全機能に関する研究(第 1 報) - 森林状態の差異が地表流下、浸透および侵食におよぼす影響 - 林試研報 274．23 - 84
- 40) 早瀬吉雄(1997)：水の貯水・浸透機能とその応用．(岩田進午・喜田大三監修：土の環境圏)．フジテクノシステム．pp608
- 41) 竹下啓司・高木潤治(1977)：温暖林地の水保全機能に関する土壤及び地形的研究．福岡県林業試験場時報 26
- 42) 土屋十圀(2003)：吾妻上流域水土保持対策検討調査報告書．林野庁
- 43) 井上清美(2001)：治山事業施工地における水質浄化効果の調査報告書(平成 11～15 年度)．前橋営林局・水利科学研究所
- 44) 鈴木雅一(1994)：水・エネルギー循環と森林．「'94 森林整備促進の集い」報告書．日本治山治水協会・日本林道協会
- 45) 井上清美(2003)：治山事業施工地における水質浄化効果の調査報告書(平成 11～15 年度)．前橋営林局・水利科学研究所
- 46) 中村太士・百海琢司(1989)：河畔林の河川水温への影響に関する熱収支的考察．日林誌 71(10)．387 - 394

- 47) Inoue, M. Nakano, S. and Nakamura, F.(1997) : Juvenile masu salmo (*oncorhynchus masou*) abundance and stream habitat relationship in northern Japan. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 1331 - 1341
- 48) Murphy, M. L., J. Heifetz, S. W. Johnson, K. V. Koski and J. F. Thendinga.(1986) : Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci.43 1521 - 1533
- 49) Elliott, S.T.(1986) : Reduction of a Dolly Varden population and macrobenthos after removal of logging debris. Transaction of the American Fisheries Societh.115 392 - 400
- 50) Riley, S.C. and Fausch, K.D.(1995) : Trout population response to habita enhancement in six northern Colorado streams. Can J. Fish. Aquat. Sci.52 34 - 53
- 51) 阿部俊夫・中村太士(1999) : 倒流木の除去が河川地形および魚類生息場所におよぼす影響 . 応用生態工学 2(2)

1.3 河川についての既往文献

森・川・海のつながりを考えたとき、川は、「森から供給される物質を海に運ぶための流路」という機能に留まらず、森以外から流入する淡水や土砂を調節し安定して供給する機能や、流入した栄養塩が混合し、化学的、生物化学的な反応が生じ、海域に生息する生物に適切な形態で供給する機能を有していると考えられる。

また、漁場海域環境を構成する生物は、海域だけで閉じてはおらず、河川内の生物と相互に関係を持つものや、一部はその生活史の中で海域と河川域との両方を利用する生物もある。

しかしながら、森・川・海をつなぐを踏まえて、河川の機能について掘り下げて検討した知見の蓄積はあまり多くはない。

ここでは、河川による淡水、土砂の調節、海域への栄養塩類の供給、生物の生息場に関して、河川内での検討に終始した基礎的な知見も含めて、既往の知見について収集しとりまとめた。

< 水量の調節機能 >

流速に及ぼす河川性状の影響に関する知見から、自然河川では流速が遅く、より一定に淡水を海域に供給していることが導かれた。また、水温の季節変化等により河川水の密度変化が、河口での塩分分布や海水の流動、物質の拡散等に影響を及ぼしていることを整理した。

< 土砂の調節機能 >

河川内の浮遊流砂量は流量と概ね比例関係にあるが、土砂の粒径や粘性も影響し、その他にも多くの要因が影響していること、流下に伴って、細粒化がみられ、海域へはより細かい粒径の粒子を供給していることを示唆する結果を示した。この土砂供給については、河川での採取など、人為的な影響が少なからず働いているとの知見が得られている。また、河口から出水時に流出した土砂によって地形は変化するが、元の含泥率へ戻そうとする潮汐等の作用が働いている知見が得られた。

< 栄養塩の供給 >

陸域からの窒素、リン、有機物の供給が、海域での生産に大きく寄与している既往の知見や、河川内での窒素、リン、有機物、溶存酸素の動態について整理した。また、海水より河川水に多く含まれているその他の微量成分について、空間的・時間的な分布を測定した調査結果について整理した。

< 生物の生息場 >

生物の生息場としての河川としては、河川内での生態系を模式的に整理した既往の知見についてレビューするとともに、河川と海域との両方を生息の場とする生物について整理した。

これら既往の知見の概要について、表 1.3-1に占める項目に従って整理した。

表 1.3-1 河川についての既往文献の整理項目

機能	整理項目
水量の調節	降雨量と河川の流出特性との関係
	河川の流出特性に及ぼす影響
	海域への流出特性
土砂の調節	河川への供給量
	河川内での流下と沈降との関係
	流下に伴う河床材の変化と影響を及ぼす要因
	海域への流出特性
栄養塩の調節	栄養塩の供給
	豊かな漁場環境へ寄与する河川からの供給物質
	窒素、リン、有機物
	珪素
	溶存酸素
	微量成分
生物の生息場	河川生態系
	底生動物
	回遊魚
	海域への寄与

1) 水量の調整機能

(1) 降雨量と河川の流出特性との関係

流域への降雨は、一部は蒸発再び大気中へと還元されるが、残りは河川水や地下水として海域へ供給される。

地表面に降雨が流下してから海域へ流出する間、流域や河川内で種々の影響が生じ、降雨量と海域への流出量の時間分布は異なったものとなる。降雨量と流出高の時間分布図の例を図 1.3-1に示す。

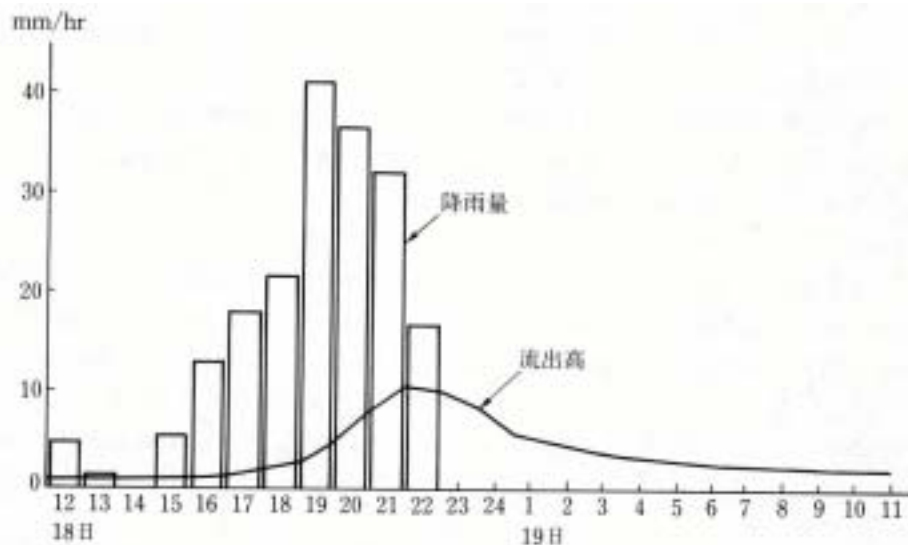


図 1.3-1 降雨量と流出高の時間分布図の例¹⁾

降雨量と流出量との時間分布の差は、降雨から流出するまでの流程で生ずる遅れによる。河川内での流出の遅れは、流程の距離と流下速度との積で表される。流程の距離は、流域の広さの他に、流域ではその地形の起伏によっても変化し、河川では河川の蛇行度合いによって変化する。

河川内の流下速度の経時変化を検討したものとしては、以下に示す不等流公式が有名である。

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{1}{2} \frac{\partial u^2}{\partial x} = -g \frac{\partial h}{\partial x} - \frac{n^2 g}{R^3} u|u| \quad \dots \text{式 1}$$

$$B \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial (Au)}{\partial x} = q_{in} \quad \dots \text{式 2}$$

ここで、 u : 流速、 h : 水位、 B : 川幅、 A : 断面積、 R : 径深、 g : 重力加速度、 n : マニングスの粗度係数、 q_{in} : 途中河川流入量

この式によれば、河川の流速は、水位勾配の他、流量、河川内断面地形（川幅、断面積、経深）、河床の粗度（マニングスの粗度係数）によって決まるとされている。

(2) 河川の流出特性に及ぼす影響

粗度係数は、流下に対する抵抗の大きさを表す指標となり、粗度係数が大きいほど流速が遅くなる。河川や水路の状況と粗度係数の範囲に関する既往の知見としては、表 1.3-2 に示す結果が得られている。

表 1.3-2 河川や水路の状況と粗度係数の範囲¹⁾

河川や水路の状況		マンシングスの粗度係数の範囲
人工水路 ・ 改修河川	コンクリート人工水路	0.014 ~ 0.020
	スパイラル半管水路	0.021 ~ 0.030
	両岸石張水路（泥土床）	0.025 (平均値)
	岩盤掘放し	0.035 ~ 0.05
	岩盤整正	0.025 ~ 0.04
	粘土性河床・洗掘のない程度の流速	0.016 ~ 0.022
	砂質ローム、粘土質ローム	0.020 (平均値)
自然河川	ドラグライン掘しゅんせつ、雑草少	0.025 ~ 0.033
	平野の小流路、雑草なし	0.025 ~ 0.033
	平野の小流路、雑草、灌木有	0.030 ~ 0.040
	平野の小流路、雑草多、礫河床	0.040 ~ 0.055
	山地流路、砂利、玉石	0.030 ~ 0.050
	山地流路、玉石、大玉石	0.040 以上
	大流路、粘土、砂質床、蛇行少	0.018 ~ 0.035
大流路、礫河床	0.025 ~ 0.040	

前述の式 1 で流速の時間的、空間的变化がないと仮定すると流速はマンシングスの粗度係数と反比例することとなる。このため、マンシングスの粗度係数が小さいと淡水やそれとともに流入する物質の変動は河川へ流入したときの波形に近いものとなり、マンシングスの粗度係数が比較的大きいとより一定に近い波形で海域へ供給されることとなる。

河川を流下する流速の時間分布に植生も影響を及ぼすことが知られている。植生の有無による洪水時の水位 - 流量曲線の違いを図 1.3-2 に示す。水位 - 流量曲線は一般にループを描くことが知られている。植生があるときにはこの特徴がさらに顕著になる。これは、水位上昇に伴う深抵抗によって、洪水の貯留効果が増大するためと推察される。²⁾

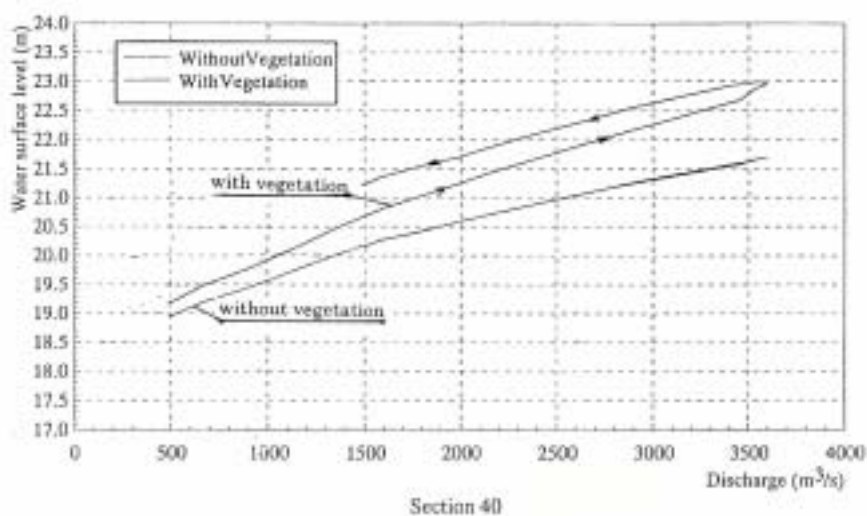


図 1.3-2 植生の有無による洪水時の水位 - 流量曲線の違い²⁾

(3) 海域への流出特性

海域へ供給された淡水は河口で塩水と混合することとなるが、混合の度合いによって、弱混合型、緩混合型、強混合型の3種に分類される。³⁾これら混合の違いに影響を及ぼす淡水の要因は、流入量と密度差があげられ、淡水の密度は水温によって変化する。

これら混合の型は、海域間だけでなく、季節によっても変化することから、河口を中心とした沿岸の海域漁場環境を空間的、時間的に多様な空間としている。

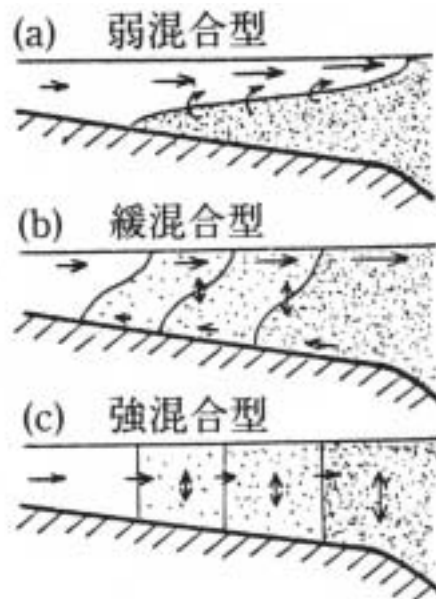


図 1.3-3 河口における淡水と塩水との混合型³⁾

この混合の違いは、沿岸での水温、塩分分布に影響する。また、海域での物質の拡散等にも影響を及ぼす。

東京湾の中心軸に沿った縦断面における2月と8月の水温、塩分、密度の分布を図 1.3-4 に、東京湾の区部における水温、塩分、密度、溶存酸素の鉛直分布の経時変化を図 1.3-5 に示す。冬季は淡水の水温が低下し密度差が少なくなることで強混合型となる。夏季は淡水の水温が高くなるため、海水と淡水の密度差が大きくなり弱混合型となる。これにより、塩分分布に大きな変動が生じている。また、湾奥部では夏季に密度差が大きくなるため鉛直方向の拡散がほとんどなくなるため、底層へ溶存酸素がほとんど供給されなくなる。

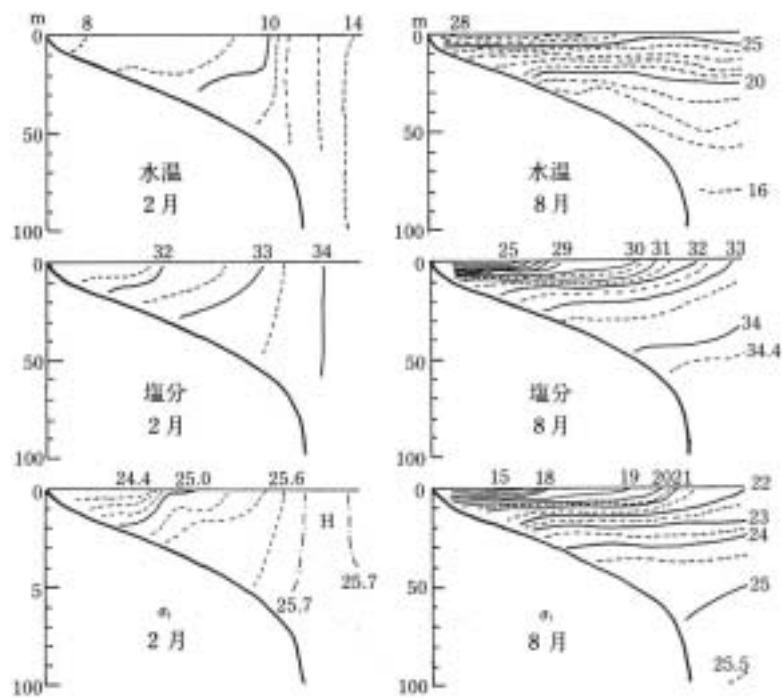


図 1.3-4 東京湾の中心軸に沿った縦断面における2月と8月の水温、塩分、密度の分布³⁾

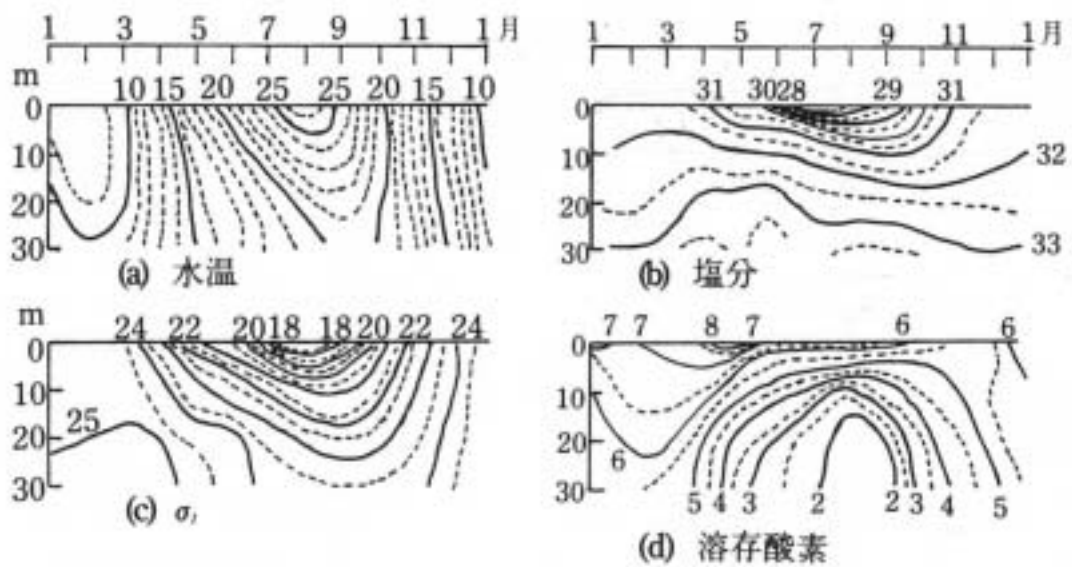


図 1.3-5 東京湾の区部における水温、塩分、密度、溶存酸素の鉛直分布の経時変化³⁾

2) 土砂の調節

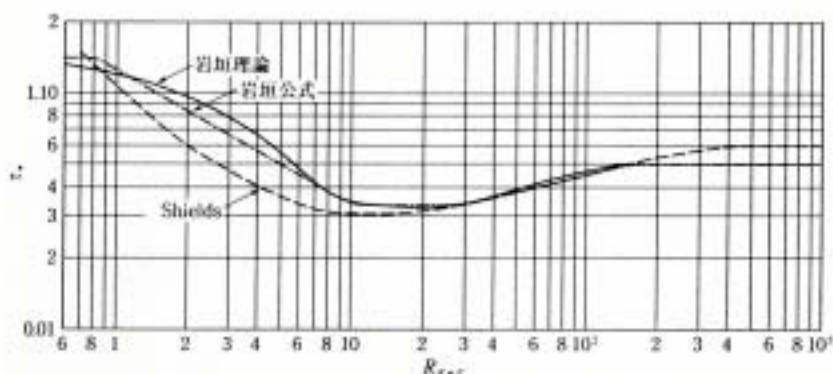
(1) 河川への供給量

森林等から河川への土砂の流入は土壌の浸食によってもたらされる。この浸食速度は、気候、地質、植生、地形などの要因によって変化する。花崗岩の裸地での浸食速度が 10mm/年(面積 100km² で、1,000,000m³)、山腹緑化工施工地の浸食速度が 0.1mm/年(面積 100km² で、1,000m³)との報告がある。⁴⁾

(2) 河川内での流下と沈降との関係

河川へ流入した土砂は、土砂の粒径や河川の状態の変化によって沈降と掃流とを繰り返しながら、一部は河床材となり、その他は下流へと流下する。掃流砂量と粒径や河川の状態との関係に関する研究はこれまで多く行われている。砂面での流砂の移動が連続的にみられる限界の掃流力を限界掃流力と呼び、我が国では岩垣と栗原がそれぞれ Shields の関数関係に自らの実験値を追加した式を示している。⁵⁾

これは、粒径、密度、粘性と限界掃流力から求まる流速より速い流速以上となると、土砂は流下し、逆にそれよりも遅い流速では、土砂の堆積が進むことを表している。このため、河川へ流入した土砂のうち、粒径が大きい土砂は流速が速い上流域に留まり、粒径が小さい土砂が下流へと流下することとなる。



τ_c : 無次元限界掃流力 ($= u_{*c}^2 / ((\rho_s / \rho) - 1) g d$)
 Re_c : レイノルズ数 ($= u_{*c} d / \nu$)
 ここで、 u_{*c} : 流速、 ρ_s : 土砂密度、 ρ : 水密度、 g : 重力加速度、 d : 平均粒径、 ν : 粘性

図 1.3-6 限界掃流力の無次元表示⁵⁾

(3) 流下に伴う河床材の変化と影響を及ぼす要因

筑後川におけるセグメント別の平均粒径分布を図 1.3-7に示す。

上流から下流になるに従い、粒径分布は細粒側へシフトしている。これは、前述したとおり、下流になるに従い河床勾配が緩やかになることや川幅が増加することなどで、流速が低下し掃流力が低下して小さい粒子が堆積したためと考えられる。

また、図 1.3-7では、昭和 31～36 年と平成 6 年との比較も行われており、河口付近で細粒化が進んでいること見られる。これは、この間に行われた河川流量確保のための河床勾配の変更が主な原因であると考えられる。さらに、図 1.3-8には、筑後川における河床変動と掘削土量の経年変化を示す。筑後川では、1950 年から 2000 年頃までに約 30 百万 m^3 の河床材が減少しており、掘削土量と量や経年的な傾向でほぼ一致していることが分かる。

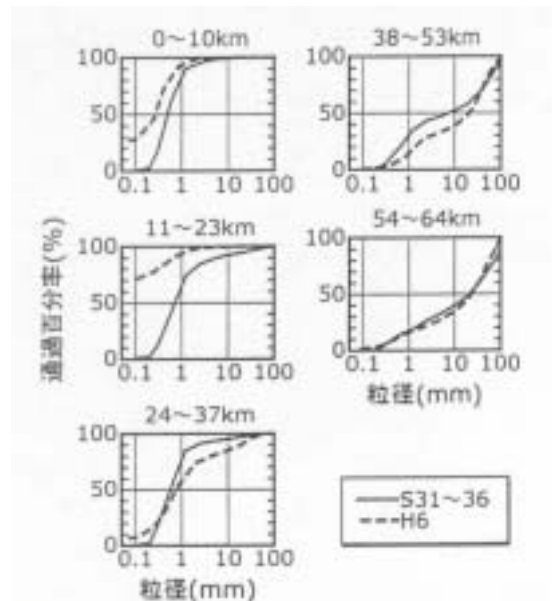


図 1.3-7 筑後川におけるセグメント別の平均粒径分布⁶⁾

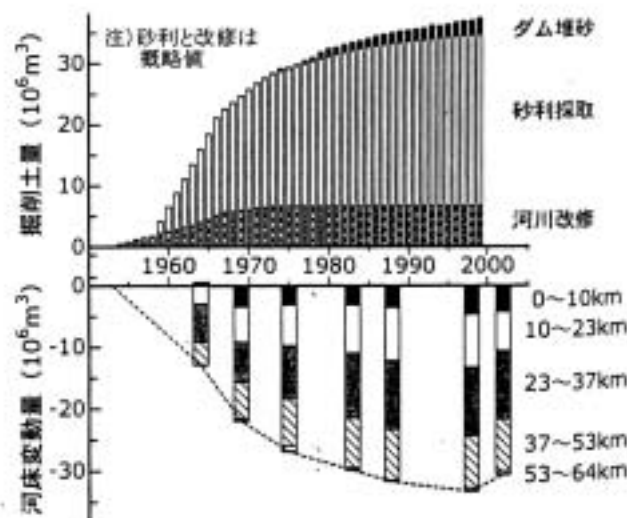


図 1.3-8 筑後川における河床変動と掘削土量の経年変化⁶⁾

前述した限界掃流力の関数関係では、堆積する土砂や掃流される土砂は、粒径、密度、粘性、流速で表現できるとしている。しかし実際にはその他の要因も影響を及ぼしている。

河川水中の実測浮遊流砂量と流量の関係を図 1.3-9に示す。流量が増加すると流砂量も増加する関係が一応みられるが、同一箇所であっても、ばらつきが大きい。このばらつきは、限界掃流力の関数関係でも用いられた物性の他に、河床形態や流入量、堆積量、砂の性状等その他多くの要因が影響を及ぼしていることを示唆している。

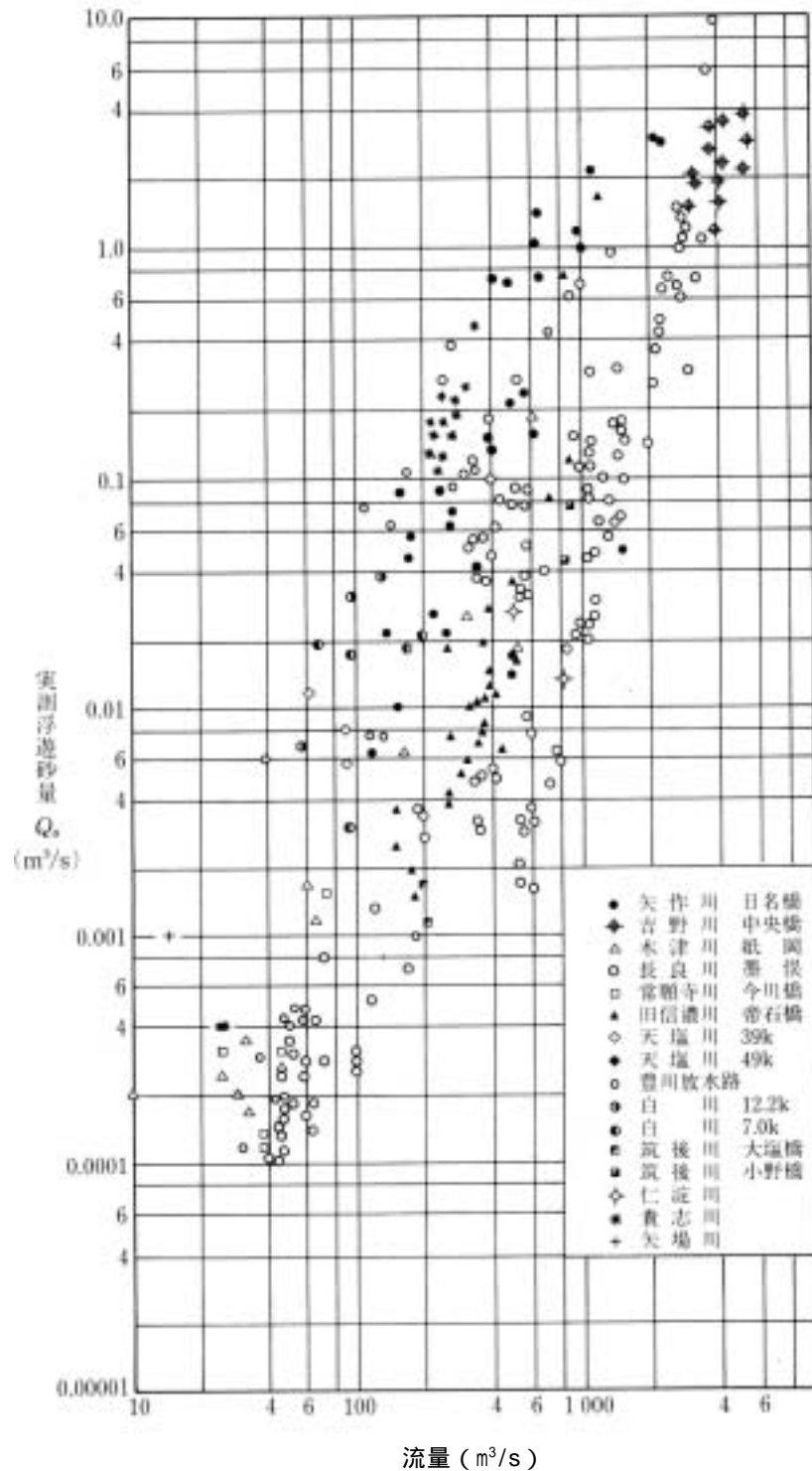


図 1.3-9 実測浮遊流砂量と流量との関係¹⁾

(4) 海域への流出特性

横山らは、河川から海域への土砂供給について、有明海に注ぐ白川河口域における調査結果から検討している。⁶⁾

洪水前後の干潟地形変化を図 1.3-10に、底質の含泥率の経時変化を図 1.3-11示す。調査は、3～4年確率の洪水発生前後に行われ、洪水でもたらされた土砂が河口から数キロの範囲にわたって堆積していることが分かる。また、底質の含泥率は出水前後で比べると、出水後に含泥率が高く洪水により泥質が河口に供給されている。しかしながら、2ヶ月後に行った含泥率の調査では、平水時の潮汐や波浪による巻きあげや移動により、出水前の含泥率とほぼ同じに戻っている。これらを繰り返しながら海岸地形や底質は形成され、横山らは、この形成に、海面に対する河床の高さや、河道容量と洪水量との関係が影響していると述べている。

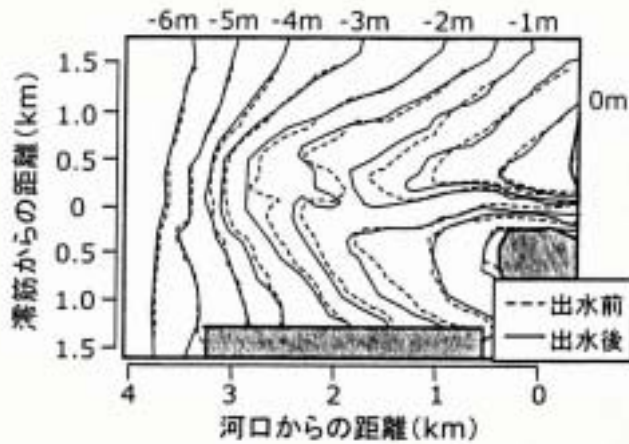
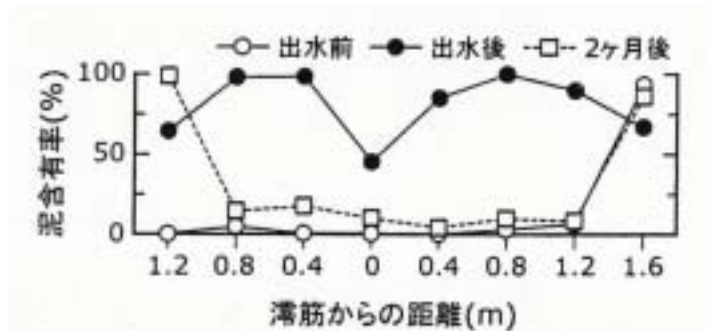


図 1.3-10 洪水前後の干潟地形変化(白川)⁶⁾



注：図 1.3-10の河口から2kmの地点

図 1.3-11 底質の含泥率の経時変化(白川)⁶⁾

3) 栄養塩の供給

(1) 豊かな漁場環境へ寄与する河川からの供給物質

海域での一次生産は、海藻や植物プランクトンなど藻類の増殖による。藻類の生育に必要な元素は、炭素 C、窒素 N、リン P、カリウム K、マグネシウム Mg、カルシウム Ca、イオウ S、珪素 Si、鉄 Fe、マンガン Mn 及び亜鉛 Zn などと言われている。⁷⁾また、藻類を 600 の温度で焼いて、残った灰分を分析した結果では、珪素 Si、カリウム K、マグネシウム Mg、ナトリウム Na、アルミニウム Al、マンガン Mn、クロム Cr、コバルト Co、リン P、フッ素 F、カルシウム Ca、鉄 Fe、銅 Cu 等が確認されている。⁸⁾

河川ならびに海域の主要化学成分を表 1.3-3に、河川水ならびに海水中の主要な栄養塩と有機物の分布を表 1.3-4に示す。主要化学成分の濃度は、海水の方が河川より高い。一方、主要な栄養塩や有機物については、内湾より河川や水深が深い海の方が高く、河川水や深層水の湧昇が栄養塩の供給源となっていると考えられる。

表 1.3-3 河川ならびに海域の主要化学成分 (mg/L)⁹⁾

	Ca ²⁺	Mg ⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	懸濁粒子
日本の河川 (225 河川の平均)	8.8	1.9	6.7	1.19	31.0	10.6	5.8	29
海水	400	1,270	10,650	380	142	2,650	18,980	~ 0.3

表 1.3-4 河川水ならびに海水中の主要な栄養塩と有機物の分布¹⁰⁾

	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SiO	DON	PON	DOC	POC
	mg/L	μg atom/L						mg/L	
河川									
岩手県大槌川	3.7	0.4	24	0.5	234	30	-	2	0.15
東京都南浅川	30	62	144	16	8	93	73	5.7	1.1
海									
大槌内湾	29	0.2	4	0.2	60	27	4	2	0.3
大槌湾	33	0.2	0.2	0.5	2	20	3	2	0.2
東京湾表面水	-	30	10	2	30	15	45	2~6	0.3
西部太平洋 28.5° N									
水深 0m	1.9 × 10 ⁴	0.5	0.0	0.0	4.5	14.4	~1	1.61	0.1
4,000m	1.9 × 10 ⁴	0.7	35	2.1	151	8.9	<1	0.76	0.05
西部太平洋 44° N									
水深 0m	1.9 × 10 ⁴	0.6	12	1.2	23	12	~1	1.7	0.2
4,000m	1.9 × 10 ⁴	0.3	32	2.6	155	7.4	<1	0.6	0.05

注) 出典の表中で単位の記載ミスと考えられる箇所については一部修正した

(2) 窒素、リン、有機物

海域への寄与

宮城県沖を対象にしたシミュレーションモデルでは、陸水による負荷（窒素、リン、有機物）と河川水に溶存する酸素の海域への供給が無くなると、岸沖 30km までの範囲で植物プランクトンの現存量が夏季に約 6%、冬季に約 1%減少し、それに伴って動物プランクトンも夏季に約 15%、冬季に約 0.5%減少するとの結果が得られている。¹¹⁾

表 1.3-5 宮城県沖を対象にしたシミュレーションモデル結果¹¹⁾

季節	項目	植物プランクトン (ton C)			動物プランクトン (ton C)		
		水深	現況再現	負荷ゼロ	陸水寄与率 (%)	現況再現	負荷ゼロ
夏季	0-5m	183.35	130.86	28.63	75.27	49.64	34.05
	0-20m	895.43	810.15	9.52	342.60	285.52	16.66
	0-50m	1118.45	1043.00	6.75	367.07	309.69	15.63
	全水深	1141.70	1066.67	6.57	393.00	335.62	14.60
冬季	0-5m	1211.40	1185.29	2.16	15.12	14.88	1.59
	0-20m	2113.78	2080.99	1.55	32.04	31.66	1.19
	0-50m	2313.73	2280.39	1.44	42.43	42.02	0.97
	全水深	2852.15	2818.54	1.18	89.48	89.05	0.48

注 1) 有光層は現地調査によれば、夏季は約 50m、冬季は約 30mである。

注 2) 対象海域の面積は岸沖 30km、南北 45 km の 1300 km²である。

注 3) 陸水寄与率は (現況再現 - 負荷ゼロ) / 現況再現 × 100 より求めた。

注 4) 流入負荷としては窒素、リン、有機物、溶存酸素を計算対象とした。

芳村らは、噴火湾において流入する河川の栄養塩濃度を調査し、供給される栄養塩が湾内生産にどの程度寄与しているのかを検討している。¹²⁾噴火湾では、雪解け時の 4 月に負荷量が特異的に高く、明瞭な季節変化を示していた。また、河川からの栄養塩負荷量が噴火湾の基礎生産に与える影響について検討した結果では、総生産に占める割合は小さいものの、夏季だけで見るとの新生産に対し河川からの負荷がその 1 割程度寄与していると考察している。

表 1.3-6 噴火湾に流入する栄養塩負荷量の変化¹²⁾

単位 kmol/day

	TN	TP	DIN	PO ₄	SiO ₂
1998年5月1日	200	3.6	150	1.9	2600
1998年5月19日	250	6.6	160	2.9	2600
1998年6月12日	92	2.4	55	0.61	1200
1998年6月14日	130	3.2	110	1.3	1500
1999年3月18日	170	2.7	140	1.1	1300
1999年4月15日	1000	24.3	860	9.1	5900
1999年4月27日	410	9.1	350	3.5	3300

河川内の濃度

全国河川の窒素濃度の分布状況を図 1.3-12に、リン濃度の分布状況を図 1.3-13に示す。

河川の窒素濃度は、集計を行った 449 地点の中央値が 1.10mg/L となっている。全体の約 6 割が海域の環境基準で 類型に相当する 1mg/L を超えており、高濃度の窒素が供給されていると言える。

河川のリン濃度は、集計を行った 449 地点の中央値が 0.052mg/L となっている。全体の約 3 割が 0.1mg/L を超えており、海域の環境基準 類型が 0.09mg/L 以下であることから、窒素程ではないが高濃度のリンが供給されていると言える。

N-P 比は中央値で見ると 20 : 1 で、海域での生物生産が窒素制限になるかリン制限になるかは 10 : 1 ~ 20 : 1 程度と一般に言われていることから河川から供給される窒素とリンではややリン制限と言える。

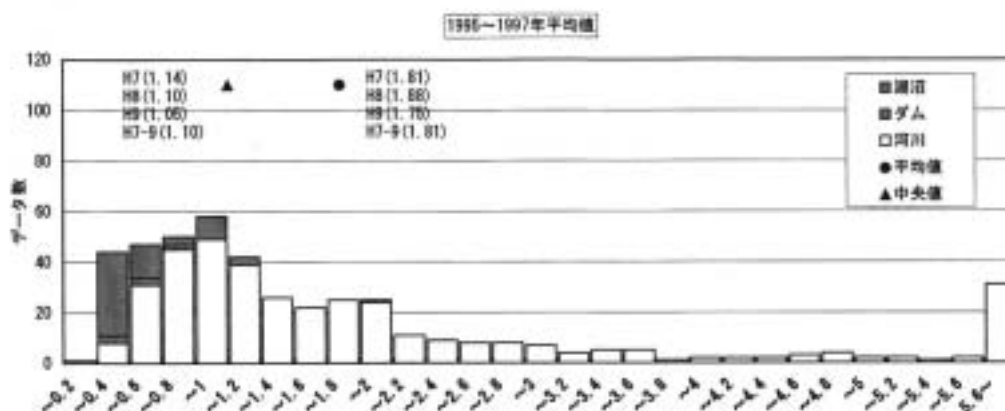


図 1.3-12 全国河川の窒素濃度の分布状況¹³⁾

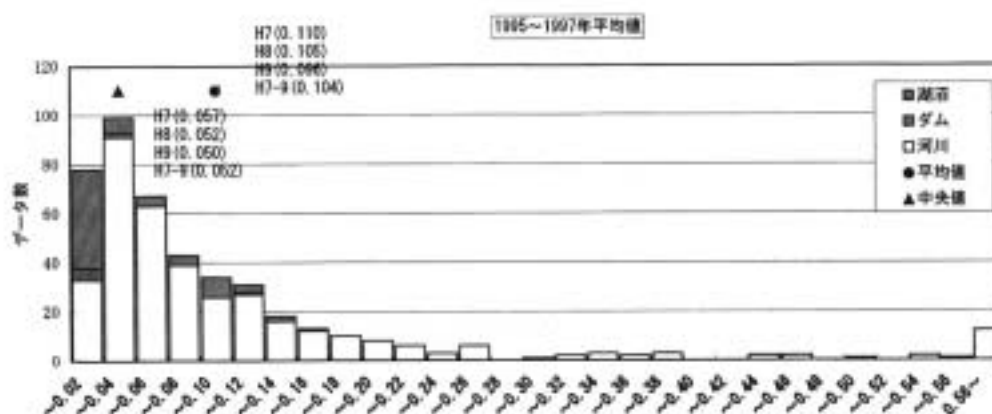


図 1.3-13 全国河川のリン濃度の分布状況¹³⁾

河川内での変化

窒素及びリンは、化学的、生物化学的な変化によりその形態を変化させる。また、河川内では沈降や巻き上げ、吸着などの物理的な変化により河川内での濃度を変化させる。河川内における窒素及びリンの変化を図 1.3-14に示す。

藻類への吸収は主に硝酸やアンモニア、リン酸などの溶存態で行われるため、海域での一次生産を増加させるためには、溶存態での供給が望ましいと考えられる。ただし、過剰な供給は赤潮などの原因となっており、我が国の多くの閉鎖性水域で富栄養化の問題が生じている。

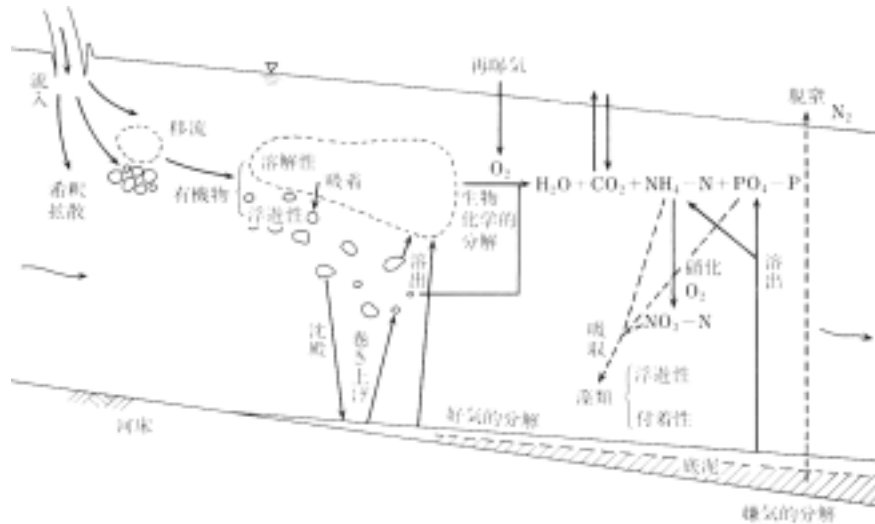
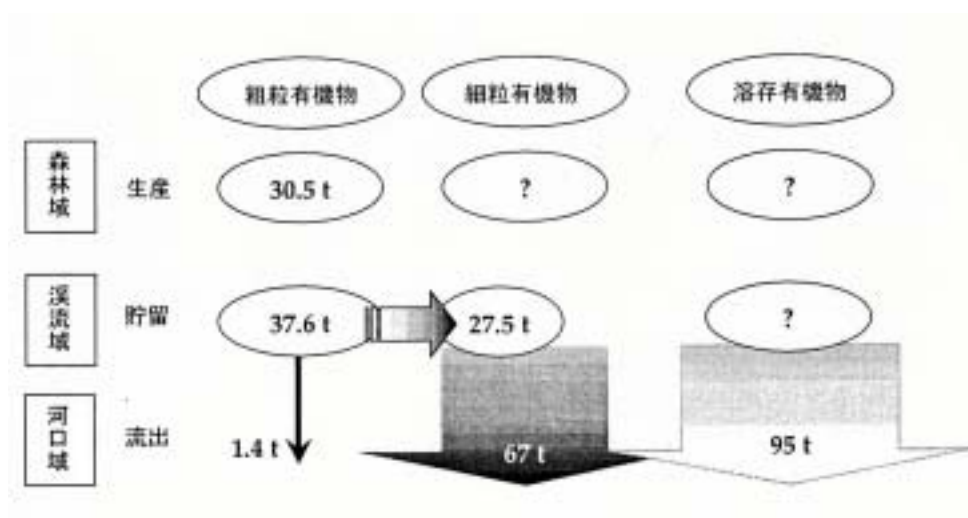


図 1.3-14 河川内における窒素及びリンの変化¹⁴⁾

長坂らは、北海道の濃昼川において、有機物の供給量、貯留量、流出量を1年余にわたるサンプリングを行い、流下に伴う有機物動態の特徴について考察している。¹⁵⁾その結果、粗粒有機物のほとんどが溪床に貯留され、沿岸域に流出するのはわずかで、渓流域に貯留された粗粒有機物のほとんどが細粒有機物となり、沿岸域に流出する時点でみると溶存態の占める割合が多くなることを明らかにしている。



注：細粒有機物と溶存有機物の森林からの生産量は実測していないため、未知とした。

図 1.3-15 濃昼川(流域面積 200ha)における1年間の有機物動態¹⁵⁾

海域への流出特性

山下らは、窒素及びリンが、どのような形態で海域へ供給されるかを北海道の鶴川の融雪期調査から検討している。^{16)、17)}その結果、出水時にはSSの濃度増加にあわせる形で粒子性総窒素と粒子性総リンの濃度が増加し、栄養塩は主にSSに吸着された形で輸送されていると考察している。また、鶴川では、溶存性窒素は出水時、平水時とに関わらず濃度はほぼ一定であり、溶解性リンは出水時の全リン濃度に対してかなり低い濃度であることを述べている。

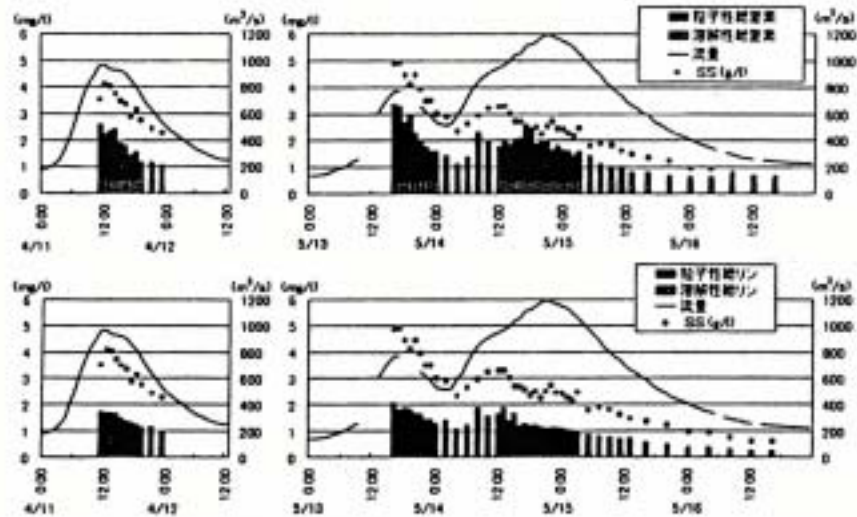
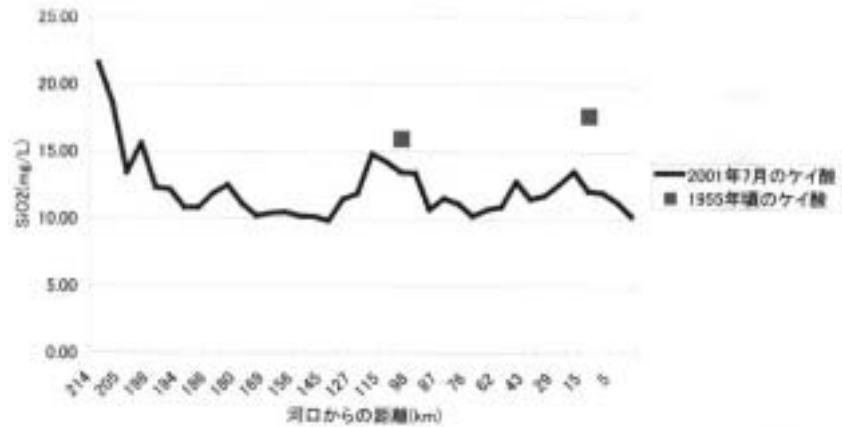


図 1.3-16 鶴川河口における出水時の窒素、リン、SS濃度の経時変化¹⁶⁾



※2001年7月のケイ酸：2001年7月におけるスポット調査結果
 ※1955年頃のケイ酸：1954年5月から1955年4月までの年12回測定の平均値

図 1.3-18 最上川における珪酸の流下変化¹³⁾

表 1.3-7 珪酸の琵琶湖における流入河川における濃度範囲¹³⁾

サンプル (サンプル数)	河川上流部 (59) (人為的影響を 受けない地点)	河口部 (190)	湖表層 (304)	湖深層 (16)
SiO ₂ (mg/L)	18.9 ~ 34.8	3.02 ~ 20.09	0.31 ~ 2.32	0.46 ~ 3.7

値は、各サンプルの(平均値 - 標準偏差) ~ (平均値 + 標準偏差)

(4) 溶存酸素

窒素やリン等栄養塩の化学変化や生物化学変化に河川中の溶存酸素が重要な役割を果たしている。また、動植物が生息するためにも溶存酸素は必要となる。溶存酸素量は、河川表面からの再曝気と河川内での消費とのバランスによって決まる。河川における酸素、栄養塩の循環の概念図を図 1.3-19に示す。



図 1.3-19 河川における酸素、栄養塩の循環の概念図¹⁹⁾

赤松らは、多摩川上流域の瀬と淵で、溶存酸素と栄養塩濃度を測定し、両者の違いを検討している。¹⁹⁾その結果、瀬では日中、過飽和状態でも曝気しており、瀬と淵のある河川では河床面で栄養塩の交換が激しく、その量は淵より瀬の方が大きいことを明らかにしている。また、河床藻類の増殖率は淵より瀬の方が大きく、水理量(摩擦速度)と深く関連していると考察している。

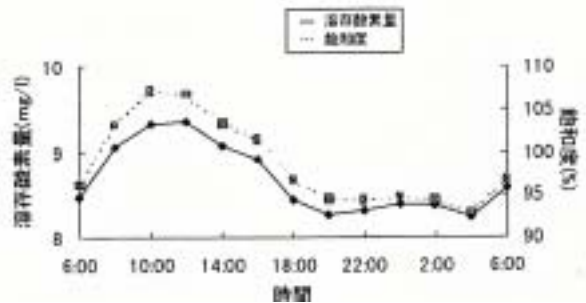


図 1.3-20 瀬における溶存酸素とその飽和度の日変化¹⁹⁾

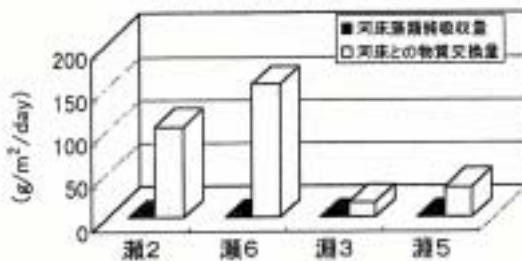


図 1.3-21 栄養塩の河床との交換量と河床藻類の純吸収量の比較¹⁹⁾

(5) 微量成分

海域と河川の濃度比較

河川から多く供給される窒素やリン、珪素以外の化学物質が、海域の漁場環境に及ぼす影響についての研究はほとんどなされていないのが現状であるが、鉄については北海道大学の松永や広島大学の長沼らにより研究がなされている²⁰⁻²³⁾。

鉄は、海藻や植物プランクトン体内で硝酸の還元やクロロフィルの生成に用いられることが知られている。しかしながら、海域の表層では図 1.3-22に示すとおり、表層で鉄の濃度が低い。また、植物体内への鉄の取り込みは溶存態で行われるが、単純な鉄イオンや水酸化鉄イオンの他に、落ち葉などが腐食・分解される過程で生成されるフルボ酸などの溶存態有機物(DOC)と結合した鉄でも取り込まれる。松永らは、森林から供給されるフルボ酸鉄が海域環境の形成に重要な役割を担っていると述べている²⁰⁾。

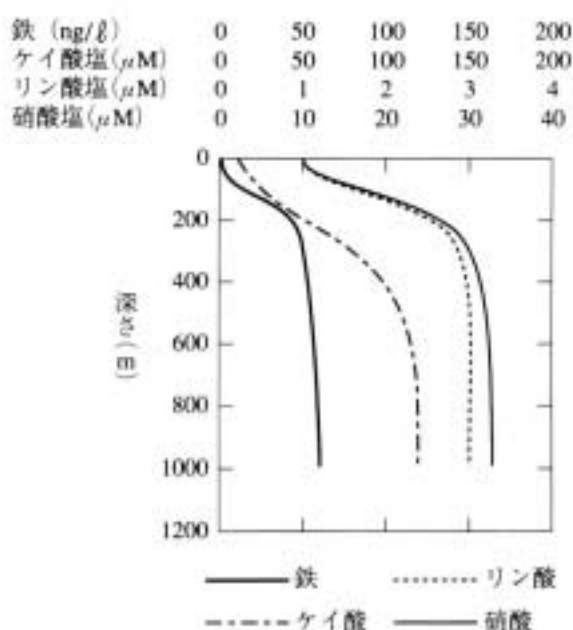


図 1.3-22 アラスカ湾における鉄、珪素、リン酸塩、硝酸塩の垂直(鉛直)分布²⁰⁾

河川内での濃度変化

北海道の大沼に流入する宿野辺川における鉄の形態別濃度を表 1.3-8に示す。フルボ酸鉄の濃度は斜面の森林地帯を流れる上流で 0.6 μM を超えることはなく、平地の森林地帯を流れる下流では数 μM となっていた。これは、平地の森林地帯では腐植土中での滞留時間が長い表層地下水が河川に流入するためだと松永は考察している。

表 1.3-8 宿野辺川における鉄の形態別濃度(μM)²¹⁾

	全鉄	溶存態鉄	フルボ酸鉄
上流	1.7 ~ 9.8	ND ~ 0.7	ND ~ 0.6
下流	4.8 ~ 22	2.7 ~ 6.2	1.5 ~ 4.4

微量金属の河川水等環境中の濃度は、山口県予防協会がまとめている。また、岩手県水産技術センターが北上川や太平洋沿岸の河川で調査し、全濃度と溶存態濃度を示している。環境中の鉄、マンガン、銅、亜鉛の濃度は表 1.3-9に示すとおりである。

表 1.3-9 環境中の鉄、マンガン、銅、亜鉛の濃度

物 質		環境中の濃度	出 典
鉄	全鉄	地表水で 0~1.5mg/ L、大気中で 0.9~16µg/m ² 、河川水で平均 0.67mg/ L、降水で平均 0.23mg/ L、海水で平均 0.01mg/ L	山口県予防保健協会HP
		岩手県の北上川本川で 0.063~0.183mg/L、太平洋沿岸河川で 0.009~0.010mg/L	「漁場環境における河川水等の影響調査」(1998,岩手県水産技術センター年報)
	溶存態鉄	岩手県の北上川本川で 0.001~0.017mg/L、太平洋沿岸河川で検出限界(0.001mg/L)以下	
マンガン	全マンガン	土壌で 200~3000mg/kg、海水で 1.7~5.0µg/L、河川水で 8~180µg/ L 岩手県の北上川本川で 38~111 µg/L、太平洋沿岸河川で 1~5 µg/L	山口県予防保健協会HP 「漁場環境における河川水等の影響調査」(1998,岩手県水産技術センター年報)
	溶存態マンガン	岩手県の北上川本川で 28~94 µg/L、太平洋沿岸河川で 1~4 µg/L	
銅	全銅	岩手県の北上川本川で 1~5 µg/L、太平洋沿岸河川で ~1 µg/L	「漁場環境における河川水等の影響調査」(1998,岩手県水産技術センター年報)
	溶存態銅	岩手県の北上川本川で 1~2 µg/L、太平洋沿岸河川で ~1 µg/L	
亜鉛	全亜鉛	土壌中で 10~300mg/kg、河川水で 10µg/ L、海水で 1µg/ L	山口県予防保健協会HP
		岩手県の北上川本川で 2~23 µg/L、太平洋沿岸河川で 1~4 µg/L	「漁場環境における河川水等の影響調査」(1998,岩手県水産技術センター年報)
	溶存態亜鉛	岩手県の北上川本川で 2~6 µg/L、太平洋沿岸河川で 1~3 µg/L	

流出特性の経時変化

落合らは滋賀県朽木村の溪流中で鉄、マンガン、アルミニウム濃度を連続測定した結果を報告している。²⁵⁾その結果、鉄の濃度は変動が多く、夏季に濃度が増加する傾向みられた。

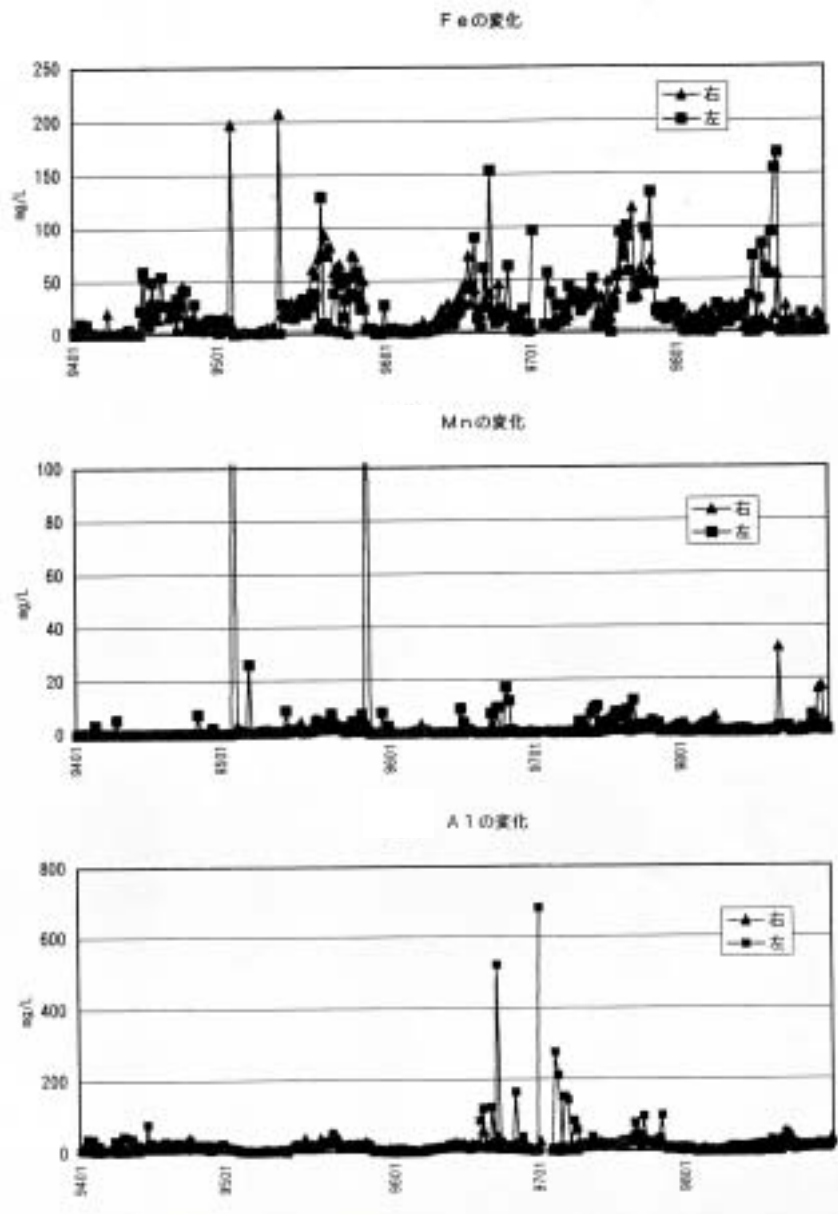


図 1.3-23 溪流中の鉄、マンガン、アルミニウム濃度の経時変化²⁵⁾

海域生産への寄与

吉村らは、河川水より精製した溶存態有機物（DOM）を培養液に添加し、植物プランクトンの成長に対する影響を検討している。²⁶⁾ 実験には、山田川の河川水より精製した高濃度に腐食物質を含んでいるDOMを用い、比較として、フルボ酸標準物質を添加したものと、なにも添加していないもので行っている。また、DOM及びフルボ酸は、そのまま添加したものと、UVを照射し有機物を分解したものと二通りで行っている。

その結果、なにも添加していないものに対して、フルボ酸やDOMを添加した方が、植物プランクトンの細胞収量が増加した。また、UV照射した方が照射しないものより細胞収量が増加していることから、腐植物質中の無機物、特に微量元素の存在が植物プランクトン（*C. sociale*）の細胞収量増加に貢献することが示唆された。

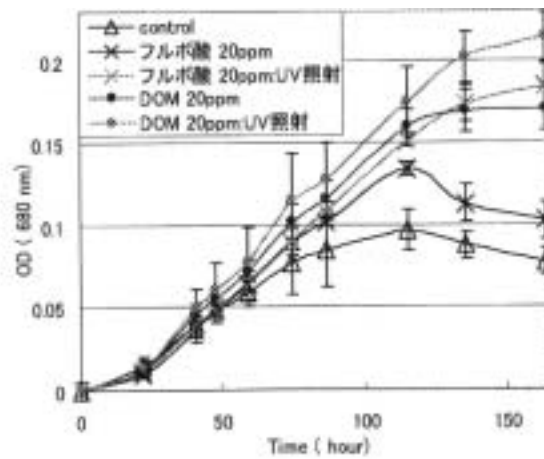


図 1.3-24 プランクトンの細胞収量の経時変化²⁶⁾

4) 生物の生息場

(1) 河川生態系

上流・中流・下流での生息場所と食物連鎖の特徴を図 1.3-25に示す。

上流では、栄養塩が少ないことや、樹木による日光の遮蔽、流下速度が速く滞留時間が短いこと等から、河川内での一次生産が少ない。このため、河川外から流入する陸上昆虫が魚類の餌の主なものとなる。中流になると、付着藻類の生育による一次生産が多くなり、水生昆虫を餌とする魚類の割合も多くなる。下流域では、植物プランクトンや水草による一次生産や、デトリタスなども増加し、食物連鎖が多様で複雑なものとなってくる。

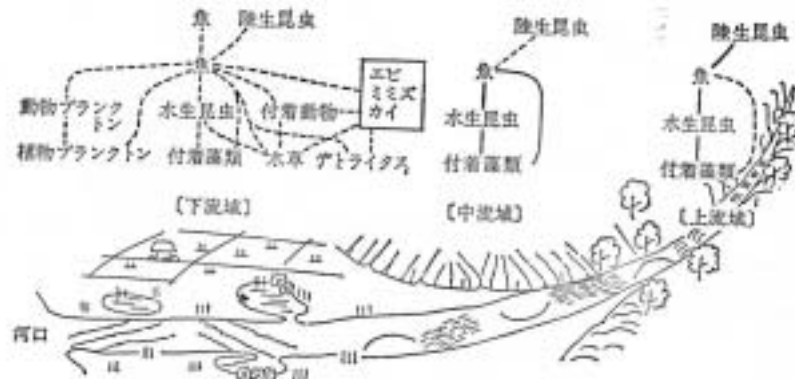


図 1.3-25 上流・中流・下流での生息場所と食物連鎖の特徴²⁷⁾

谷田は、河川内の生物群集が有機物や栄養塩の貯留と生物循環を促進し、物質やエネルギー滞留時間を延ばしていることを述べている。また、有機物や栄養塩の滞留と循環には河床間隙や流路周辺の止水的環境も大きな役割を果たしていることを指摘している。²⁸⁾

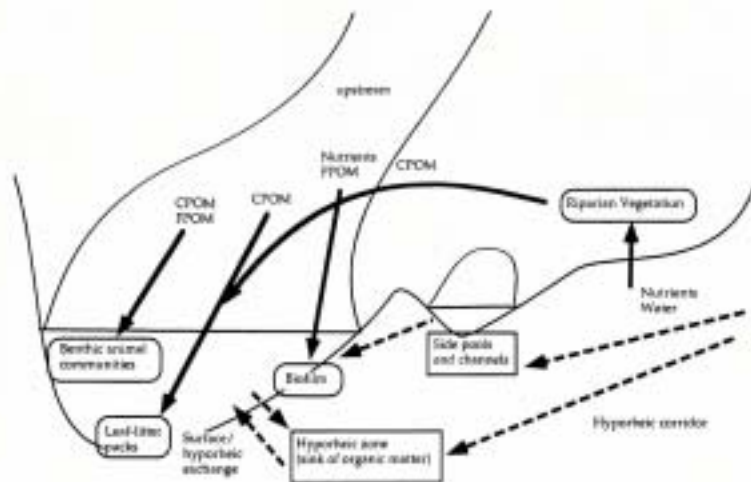


図 1.3-26 有機物と栄養塩の生物スパイラルを促進する生態系・地形学的な機構²⁸⁾

(2) 底生動物

前述した河川内での生物循環の中で、底生動物が重要な役割を担っていると考えられる。平成 8 年度の河川国勢調査で得られた北上川における底生動物の出現種類数と個体数を表 1.3-10に、その調査地点を示す。

出現種類数は上流の調査地点 (st.17、st18、st.19、st20) で多く 50 種前後が確認されている一方、盛岡市街 (st.10) や本川中流 (st.2~st.5)、石巻市街 (st.12) のような調査地点で少ない傾向が見られる。

表 1.3-10 北上川における底生動物の出現種類数と個体数

夏季調査結果

調査地点	北上川				
	1	2	3	4	5
出現種類数(定量採集 + 定性採集)	32	15	20	23	20
個体数合計(/ m ²)	2800	1048	472	1920	3744
調査地点	北上川				
	6	7	8	9	10
出現種類数(定量採集 + 定性採集)	47	37	27	41	25
個体数合計(/ m ²)	1122	1304	306	486	258
調査地点	旧北上川				
	11	12	13	14	15
出現種類数(定量採集 + 定性採集)	18	20	22	22	23
個体数合計(/ m ²)	2160	128	809	1720	736
調査地点	江合川			猿ヶ石川	中津川
	16	17	18	19	20
出現種類数(定量採集 + 定性採集)	43	52	54	63	47
個体数合計(/ m ²)	984	1008	4128	356	308

早春調査結果

調査地点	北上川				
	1	2	3	4	5
出現種類数(定量採集 + 定性採集)	22	4	6	11	13
個体数合計(/ m ²)	26	12	10	22	17
調査地点	北上川				
	6	7	8	9	10
出現種類数(定量採集 + 定性採集)	13	16	16	20	19
個体数合計(/ m ²)	27	37	28	32	28
調査地点	旧北上川				
	11	12	13	14	15
出現種類数(定量採集 + 定性採集)	9	6	9	7	7
個体数合計(/ m ²)	14	24	26	19	24
調査地点	江合川			猿ヶ石川	中津川
	16	17	18	19	20
出現種類数(定量採集 + 定性採集)	11	16	34	30	34
個体数合計(/ m ²)	8	23	41	55	49

備考：平成 8 年度 河川水辺の国勢調査（建設省河川局河川環境課監修）より作成



図 1.3-27 平成 8 年度 河川水辺の国勢調査の北上川における底生動物の調査地点

(3) 回遊魚

豊かな漁場海域環境の創出という視点で、河川は海域へ栄養塩を供給するだけでなく、回遊魚の生息場や産卵場としての役割を担っている。

日本の主要な通し回遊魚の分布域と遡河、降海、産卵の時期・体長等を表 1.3-11に示す。

通し回遊魚とは、海と淡水との間を定期的に回遊している魚である。その中で、降海回遊魚は一生の大部分を淡水域で送り、産卵のために河を下って海へ入るもので、遡河回遊魚はこれとは逆に、産卵のために海から川へ遡上するものをいう。両側回遊魚は産卵と無関係に幼魚期を海と川との間を往復するものをいう。世界で知られている回遊魚の種類数は約 160 種で全魚類の 0.8% にすぎないが、水産重要種が多く含まれている。わが国には 25 科の通し回遊魚が認められており、種類数は 100 種を超えている。²⁹⁾

表 1.3-11 (1) 日本の主要な通し回遊魚の分布域と遡河、降海、産卵の時期・体長等²⁹⁾

(a) 遡河回遊型		主要分布域	成魚の	遡河期	降河期	産卵期	産卵場所
科名	和名		平均体長 (cm)	(遡河期の体長 cm)	(降河期の体長 cm)		
ヤツメ科	コワヤツメ ウナギノメ	北海道および茨城県・島根県以北の本州	50	夏 (30~50)	春 (15~20)	春	中流域の淵尻や平瀬
カタテナ科	エツチイワシ	九州有明海湾奥部とその流入河川の感潮域	40	6~7月 (25~34)	6~7月 (2.5mm)	6~7月	筑後川河口から20km前後の水城
キョウリウオ科	キョウリウオ	北海道の太平洋沿岸と噴火湾およびオホーツク海沿岸	15~23	4~6月 (15~23)	5~7月 (7.2~7.8mm)	4~6月	河口から1km以上上流の砂礫底
	シシヤモ	北海道の太平洋沿岸	12~18	10~12月 (12~18)	3~5月 (8mm程度)	10月	河口から数km上流の淡水域の砂礫床
	ワカサギ	北海道、利根川・島根県以北の本州	6~11	1~5月 (6~11)	— (孵化仔魚)	1~4月	浅瀬の砂礫床、水草
シラウオ科	シラウオ	北海道・本州のほぼ全域。九州西岸部、四国吉野川	5~10	2~5月 (5~10)	2~5月 (4.5mm)	2~5月	2~3m以浅の砂礫底部、水草
サケ科	カラフトマス	北海道	55	6~9月 (30~70)	4~5月 (35mm前後)	8~10月	上・中流の砂礫底
	サケ	太平洋側：利根川以北 日本海側：九州北部以北	65	9~1月 (60~80)	3~5月 (40mm程度)	9~2月	湧水場所
サクラマス	太平洋側：千葉県以北 日本海側：山口県以北	60	3~5月 (40~60)	4~6月 (10~20)	9~10月	砂礫底の淵から瀬への移行点	
サツメマス	岐阜県長良川	25~50	4~5月 (30~40)	11~3月 (15~25)	10月下旬	堰直下の中流域の瀬	
アメマス	北海道および最上川・利根川以北の本州	30~64	夏 (30~64)	3~6月 (15cm以上)	9~11月	瀬の岸寄りのやや浅いところ	
トゲウオ科	イトヨ	利根川と島根県以北の本州、北海道	8	2~3月 (8)	6月下旬~秋 (3cm程度)	4~6月	流れの穏やかな水草近くの砂泥底
ハゼ科	シロウオ	ほぼ全域	5	春 (5)	春 (5mm程度)	春	下流域の浅い流れの緩い礫河床の石の下面

表 1.3-11(2) 日本の主要な通し回遊魚の分布域と遡河、降海、産卵の時期・体長等²⁹⁾

(b) 降河回遊型						
科名	和名	主要分布域	成魚の平均体長 (cm)	遡河期 (遡河期の体長 cm)	降河期 (降河期の体長 cm)	産卵期 産卵場所
ウナギ科	ウナギ	太平洋側：北海道日高地方以南 日本海側：石狩川以南	100	10～6月 (5～6)	9～2月 (40～70)	6～7月 北緯15°、東経140°付近
	オオウナギ	太平洋側：利根川以西 東シナ海側：長崎県以西	220	— —	— —	— —
カジカ科	ヤマノカミ	有明海湾奥流入河川	16	4～5月 (2～3)	11～1月 (16)	1～3月 河口ないし干潟の二枚貝の空き殻
	アユカケ	神奈川県・秋田県以南の本州、四国、九州	20	春 (2～3)	秋～冬 (20)	1～3月 海の沿岸近く

(c) 両側回遊型						
科名	和名	主要分布域	成魚の平均体長 (cm)	遡河期 (遡河期の体長 cm)	降河期 (降河期の体長 cm)	産卵期 産卵場所
オユウリウオ科	アユ	北海道西部以南のほぼ全域	10～30	3～7月 (7～8)	秋 (孵化仔魚)	8～12月 中流域と下流域の境目付近にある砂礫底の瀬
ハゼ科	シマコシノボリ	北海道を除くほぼ全域	7	7～10月 (15～20mm)	5～7月 (孵化仔魚)	5～7月 中流域の沈み石の裏
	チナブ	北海道と琉球列島を除く日本全国	8	秋 (8～10mm)	3～8月 (3.2～3.7mm)	3～8月 石の下面、石垣の隙間、空き缶
ボウズハゼ		太平洋側：茨城県以西、四国、九州、琉球列島	12	3～5月 (3)	7～8月 (孵化仔魚)	7～8月 瀬や平瀬の直径30cm くらいの底の平な石の下面
カジカ科	カジカ小鰓型	本州、四国、九州の一部、北海道積丹半島	17	2～7月 (2cm程度)	1～6月 (孵化仔魚)	1～6月 中・下流域の石の下面
	エゾハナカジカ	北海道津軽海峡から標準地方までの太平洋側	25	5～6月 (11～14mm)	4～5月 (6～7mm)	4～5月 下流域の石の下面、または下流側の側面
	カンキョウカジカ	日高地方以東の太平洋側を除く北海道、東北地方、富山県	♂：17 ♀：12	5～6月 (13～30mm)	4～5月 (8～9mm)	4～5月 不流域の石の下面、または下流側の側面

上記の生物の多くは、利用する場所の一部が欠落しても全生活史を完結することができなくなり、再生産できなくなる場合もある。このため、全生活史で利用する環境を包含する規模での検討が必要であると考えられる。

(4) 海域からの寄与

河川を回遊魚が生息場や産卵場として利用するばかりでなく、栄養塩の循環においても役割を担っていると考えられる。

長坂らは、サケが遡上する河川で栄養塩濃度を測定し、冬季～融雪期前の河川水、河川近傍の地中水で $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が遡上しない河川より高いことを明らかにし、河畔林の生育にも寄与していることを示唆する結果も得ている。³⁰⁾

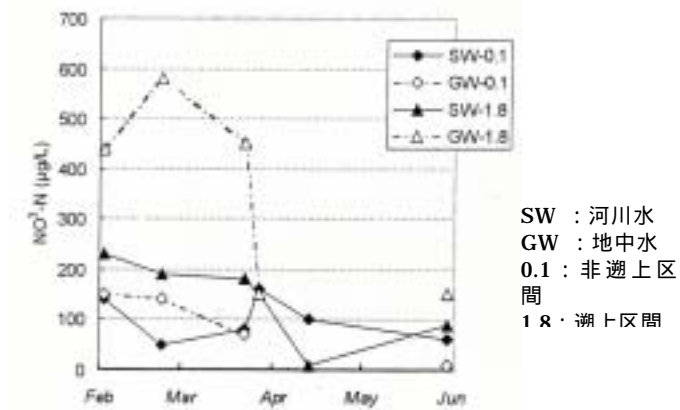


図 1.3-28 遡上区間と非遡上区間の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の季節変化³⁰⁾

参考文献

- 1) 建設省河川局監修：改訂新版 建設省河川砂防技術基準(案)同解説・調査編、社団法人日本河川協会（1999）
- 2) 財団法人河川環境管理財団：河道変遷特性に関する研究 - 適切な河川環境管理をめざして - （1998）
- 3) 宇野木早苗：沿岸の海洋物理学，東海大学出版会(1993)
- 4) 小川滋：森林地からの水・土・栄養塩の流出と森林管理、応用生態工学会第 7 回研究発表会講演集（2003）
- 5) 土木学会 水理委員会 水理公式集編集小委員会編集：水理公式集[平成 11 年版]、社団法人土木学会（1999）
- 6) 横山勝英、宇野誠高：河川の土砂動態が沿岸域に及ぼす影響について、応用生態工学会第 7 回研究発表会講演集（2003）
- 7) 元田茂編集：海洋科学基礎講座 6 海洋プランクトン、東海大学出版会（1975）
- 8) 殖田三郎、岩本浩三、三浦昭雄：水産植物学、恒星社厚生閣（1973）
- 9) 半谷高久監修、大竹千代子編：日本環境図譜、共立出版（1978）
- 10) 栗原康：河口・沿岸域の生態とエコテクノロジー、東海大学出版会（1988 年）
- 11) 社団法人 海と渚環境美化推進機構：海の生態系と漁業に関する調査 報告書（1998）
- 12) 芳村毅、工藤勲：噴火湾における河川からの栄養塩負荷量およびそれらが湾内の基礎生産に与える影響，海の研究，VOL. 12 NO. 2（2003）
- 13) 財団法人河川環境管理財団：栄養塩類濃度が河川水質環境に及ぼす影響に関する研究（2003）
- 14) 松本純一郎編集：水環境工学、朝倉書店（1994）
- 15) 長坂晶子、河内香織、柳井清治：北海道日本海沿岸の山地溪流における有機物の動態と源流域の果たす役割、応用生態工学会第 7 回研究発表会講演集、VOL. 7 (2003)
- 16) 山崎真一、渡辺康玄、宮下将典、森田真郷、山下俊彦：融雪期に鶴川から供給された物質の河口沿岸域環境への影響，海岸工学論文集，VOL. 49 NO. 2（2002）
- 17) 山下俊彦、宮下将典、山崎真一、渡辺康玄：河川から供給された物質の河口沿岸域での挙動、海岸工学論文集、VOL. 47 NO. 2（2001）
- 18) 山本民次：川と海の境目～エスチュアリー～の生態系～、アクアネット、VOL. 25 (2003)
- 19) 赤松良久、池田駿介、戸田祐嗣：瀬と淵の水質及び生物一次生産に関する現地観測、土木学会年次学術講演会講演概要集 第 2 部、VOL. 53rd (1998)
- 20) 松永勝彦：森が消えれば海も死ぬ 陸と海を結ぶ生態学、講談社（1993）
- 21) 松永勝彦：森林起源物質が海の光合成物質に果たす役割、日本海水学会誌、第 54 巻第 1 号（2000）
- 22) 松永勝彦：沿岸域における生物生産機構に関する研究、日本海水学会誌、第 56 巻第 6 号（2002）
- 23) 長沼毅：河川における鉄の存在量とその生物利用性に関する調査研究、河川整備基金助成事業報告書、河川環境管理財団（2000）
- 24) 岩手県水産技術センター：漁場環境における河川水等の影響調査。岩手県水産技術センター年報（1998）

- 25)吉村和也、濱健夫、白岩善博、岩本浩二：*Chaetoceros sociale* の増殖に対する河川水中腐植物質の寄与、日本陸水学会大会講演要旨集,67,166(2003)
- 26)落合正宏、井原真理子、北原麻衣、中島拓男：渓流水中の金属元素の挙動、第 18 会琵琶湖研究シンポジウム「森林伐採が環境に及ぼす影響」予稿集（2000）
- 27)沼田真監修、水野信彦、御勢久右衛門著：河川の生態学、築地書館（1993）
- 28)谷田一三：河川の自然復元 生態学的視点による河川の自然復元 生態的環境と連続性について、応用生態工学,第 2 巻第 1 号（1999）
- 29)玉井信行、水野信彦、中村俊六編集：河川生態環境工学、東京大学出版会（1993）
- 30)長坂有、長坂晶子、伊藤絹子、間野勉：遡上サケの死体（ホッチャレ）による河畔林への栄養塩添加について、応用生態工学会第 7 回研究発表会講演集(2003)

1.4 海域についての既往文献

1) 沿岸域の特性からみた森、川、海のつながり

森・川・海のつながりを重視した豊かな漁場海域環境創出方策検討調査では、海域の中でも特に森や川の影響を大きく受ける沿岸域を対象としている。沿岸域の特性として、陸水が流入すること、海域が浅いために栄養塩が有光層に回帰しやすく一次生産、ひいては生物生産が盛んなこと、生物生産が盛んで陸に近いために沿岸漁業等人による利用が多いことなどが挙げられる。沿岸域から見た森、川、海のつながりに関する既往文献としては、以下のものがあり、2)以下でその概要を説明する。

< 動植物の生育生息の場となる機能 >

沿岸域は、河川水や地下水を通じた陸域からの栄養供給の他、沖合からの栄養供給もあり、栄養が豊富な場所である。豊富な栄養によって生物生産が盛んになるが、栄養過多による富栄養化の問題や、淡水の大量の流入による生物の生育生息環境への影響といった問題もある。

また、陸域から土砂が運び込まれることで河口域から沿岸部にかけて浅場が形成される。光合成は有光層で起こるので水深が浅い水域では生産層の割合が大きい。浅場に形成される藻場は、海藻草類が生育しているだけでなく、様々な生物の生育生息環境となっている。ただし、流入する土砂の加減によっては生物の生育、生息に悪影響を及ぼすこともある。

< 物質を捕捉し、生物生産と同時に物質循環する機能 >

植物プランクトンや海藻草類、底生付着藻類が光合成を行うことによって、溶存態の栄養分や光エネルギーが有機物へと変換され、食う食われるといった食物連鎖が形成される。同時に植物の生産によって沿岸域に豊富に供給される溶存態の窒素やリンなどの栄養塩が、速やかに取り込まれる。

沿岸に生息する動物は、植物プランクトンや海藻草類といった一次生産者を直接食べるばかりではなく、デトリタスを食べるものも多い。デトリタスの中には落ち葉など陸上由来の有機物も含まれており、これらは餌となるばかりでなく、ある種の生物の生息場ともなっている。

< 物質を陸域に供給する機能 >

海域は、陸域から物質の供給を受けるばかりではなく、陸域へ物質を供給する働きもある。サケ等遡河性魚類によるもの、水鳥によるもの、波による打ち上げ、漁業によるものなどが挙げられる。サケの例では、河川に遡上して産卵後に死んだ個体が動植物に利用されることで、海から陸への物質輸送の一端を担っている。また、沿岸漁業は栄養塩を取り込んだ海藻類や魚介類を陸域に輸送するという機能を持っている。

2) 動植物の生息・生育の場となる機能

(1) 栄養塩の供給

< 陸水からの栄養供給 >

沿岸域は、河川水や地下水等陸域から窒素やリン等の栄養塩が流入するうえ、栄養塩類が河口域で沈殿するために沖合に比較して栄養塩が豊富であり、一次生産の高い場所である。

斉藤(1984)¹⁾はノリ漁場の定点観測より、流入する河川流量が約7m³/sec以下では良質ノリの全無機窒素濃度の最小要求量7~8μg/Lに不足する場合が過半数を占めること、また、ノリ漁場の定点と沖合表層との全無機窒素濃度の差から、河川流量が減少するにつれて河川からの窒素の供給が減少し、ほぼ4m³/sec以下で河川水による窒素の供給が定点まで届かなくなることといった河川流量と窒素の定量的な関係を示した(図 1.4-1)。

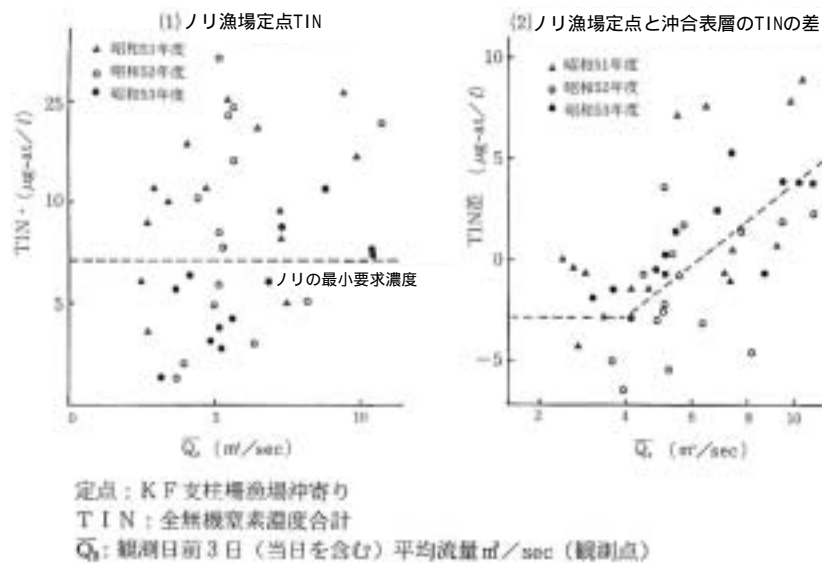


図 1.4-1 河川が流入する海域におけるノリ漁場定点の窒素濃度¹⁾

全国の公共用水域水質測定結果(環境省 2002)²⁾によると、平成13年度のT-N及びT-Pの平均値は、T-Nが約0.2mg/L(類型の平均値)~約1.0mg/L(類型の平均値)の幅で、全体の平均値は約0.3mg/L、T-Pが約0.01mg/L(類型の平均値)~約0.08mg/L(類型の平均値)の幅で、全体の平均値は約0.03mg/Lであった(図 1.4-2)。

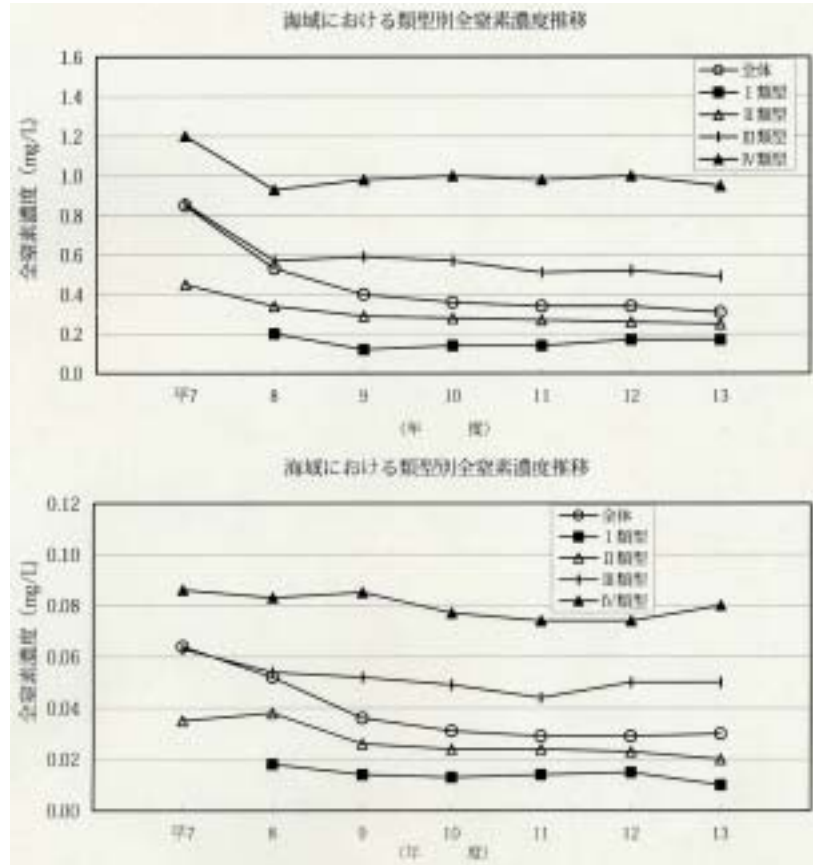
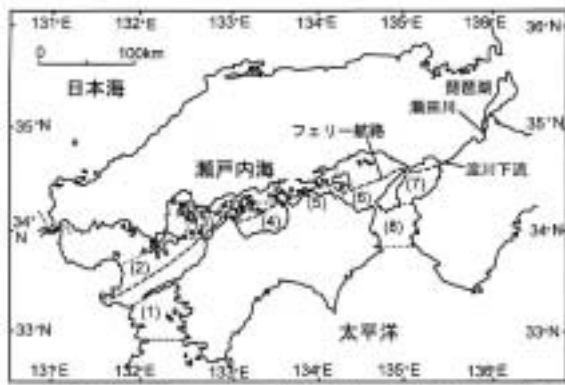
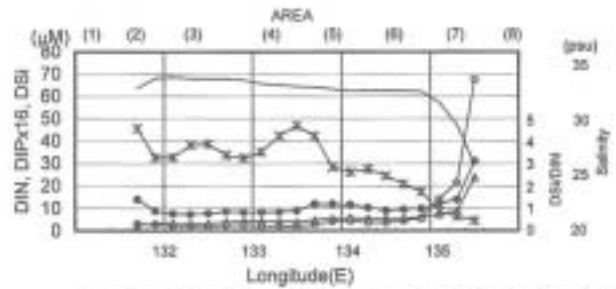


図 1.4-2 海域における類型別栄養塩濃度の推移²⁾

珪素は主に珪藻によって利用されている。珪素は土壌や岩石中に豊富に存在しており、雨水や河川水が土壌や岩石に接触する自然の風化作用により溶け出し、最終的に海洋中に運ばれる。珪素を含む栄養塩が充分あるときには珪藻類の増殖率は他の植物プランクトンより大きい。珪素が不足して窒素やリンが多い場合には、渦鞭毛藻など、魚介類に利用されづらい植物プランクトンが大発生することがある。瀬戸内海を中心とした海洋モニタリングの結果では、溶存態無機窒素、溶存態無機リン、溶存態珪素の絶対濃度は東側(大阪湾周辺)で高く、西側(伊予灘、豊後水道周辺)で低かったものの、溶存態珪素 / 溶存態無機窒素の相対比では西側で高く、東側で低くなっており、琵琶湖などある程度の規模を持つ停滞水域が珪素のシンクとなっていることが示唆された(原島 2003 図 1.4-3)³⁾。



琵琶湖—淀川—瀬戸内海の水系。点線は1994～2000年の間、フェリーさんふらわああいぼり（関西汽船所属）を用いて行った海洋モニタリングの航路。



瀬戸内海表層海水の DSI (●), DIN (○), DIP×16(△), DSI/DIN 比(*), および塩分値(線)の7年間平均値の水平分布。左端が別府、右端が大阪湾である。国立環境研究所によるフェリー（関西汽船所属のさんふらわあ）を用いた海洋モニタリングによる1994～2000年の平均値。

図 1.4-3 瀬戸内海表層海水質の水平分布³⁾

鉄はすべての生物に必須の元素であるが、酸素を含む海水中において熱力学的に安定な3価鉄イオンよりなる酸化鉄()や水酸化鉄()は難溶性であることから、植物プランクトンはこれらを直接利用することはできない。ただし、3価鉄よりも海水に溶解しやすい2価鉄も光化学的な還元、原形質膜の酸化還元タンパクや細胞から流出した酵素による還元、デトリタス凝集物、生物コロニー、捕食動物の消化系など微小な嫌気環境での還元過程で作られる他、還元と酸化のサイクルは、溶解しやすいアモルファス状鉄()酸化物の形成を促す。さらにこれらの金属イオンは多様な無機、有機物粒子に吸着するとともに、コロイドや粒子状物質としても存在するといったように、存在形態が多様である(武田 1996)⁴⁾。

なお、河川から海洋に供給された鉄は大部分が沿岸で除去されてしまい、外洋では主に風で運ばれる土壌粒子によって鉄が供給されている。マーチンの鉄仮説は、アラスカ湾、南極海、赤道太平洋等の高栄養塩、低クロロフィル海域の生物生産は鉄によって制限されているとしたもので、南極海で採取された海水に鉄を添加した実験で大型の植物プランクトンの増殖速度が鉄制限を受けていたことを確かめた(日本海洋学会 2001)⁵⁾。

植物プランクトンは窒素やリンなどの栄養塩の他、海水中における濃度が低い、鉄、マンガ、亜鉛、銅、コバルト、モリブデン、ニッケルなどのいわゆる微量元素も必要とする。これらの微量元素の大部分は主に海洋に流入する河川水や海底堆積物から供給されるため、沿岸から外洋に向かうにつれてその濃度が減少する傾向にある(武田 1996 表 1.4-1)⁴⁾。

表 1.4-1 海洋表層水中における溶存微量金属濃度の分布⁴⁾

金属	海域	濃度(nmol/L)
Fe	北太平洋	0.02 ~ 1.1
	瀬戸内海	5 ~ 110
	広島湾奥部	32 ~ 75
Mn	北太平洋	0.3 ~ 4.7
	瀬戸内海	5 ~ 980
	広島湾奥部	26 ~ 127
Zn	北太平洋	0.06 ~ 0.24
	瀬戸内海	2 ~ 49
	広島湾奥部	33 ~ 85
	多摩川河口域	8 ~ 48
Cu	北太平洋	0.5 ~ 1.4
	瀬戸内海	3 ~ 10
	広島湾奥部	10 ~ 15
	多摩川河口域	10 ~ 75
Co	北太平洋	0.004 ~ 0.03
	瀬戸内海	0.1 ~ 1.2
	広島湾奥部	0.3 ~ 1.6
	多摩川河口域	1.6 ~ 6
Ni	北太平洋	2.1 ~ 3.7
	瀬戸内海	3 ~ 43
	広島湾奥部	7 ~ 13
	多摩川河口域	47 ~ 100

海域に流れ込む陸水は河川水ばかりではない。山岳地帯への降水は地下水涵養を生じ、この地下水は山体内部を流動したあと山麓部にもたらされ、平野部の地下水形成に寄与するほか、山地が海岸に接している場合には、海底湧水として直接海洋に流出することになる(林、丸井、安原 1999)⁶⁾。張、佐竹(2002)⁷⁾は、富山の年間降水量($201 \times 10^8 \times \text{m}^3$)と年間の蒸発量と河川流出量を合わせた量($168 \times 10^8 \times \text{m}^3$)の差から富山湾に流入する海底湧水の量を見積もり、富山湾への河川流出量の約3割に相当するとした(図 1.4-4)。また、張、佐竹(2002)⁷⁾は、地下水中に溶存している化学成分の濃度が河川水中の濃度よりも大きいことから、化学成分の海洋への寄与に関して海底湧水が重要であるとしている。



図 1.4-4 富山における水収支⁷⁾

< 沖合からの栄養供給 >

沿岸の海の生物生産は陸からの栄養塩供給の影響を強く受けるというのが一般的な認識であるが、外洋からの栄養塩供給も決して小さなものではない。武岡、菊池、速水、榊原(2002)⁸⁾は、閉鎖的で外洋の影響が小さいと思われる瀬戸内海において、河川起源と外洋起源の窒素及びリンの量を算出し、窒素では9割弱、リンでは7割強が外洋起源という結果を得た(表 1.4-2)。

表 1.4-2 瀬戸内海の河川起源と概要起源のN、Pの量(万t)⁸⁾

	柳(1977)	広大のデータ 橋本他(1996)から計算
瀬戸内海のNのstock	17.8	14.7
外洋起源のN	6.2	13.0
河川起源のN	11.6	1.7
瀬戸内海のPのstock	2.04	1.49
外洋起源のP	1.14	1.10
河川起源のP	0.88	0.39

< 富栄養化と赤潮 >

陸域から流入する窒素、リンなどの栄養塩は沿岸域の生物生産量を増大させるが、栄養塩の濃度が高くなりすぎると、植物プランクトンの異常な増殖を招くことがある。

海域における水質汚濁の指標の一つであるCODの平成13年度の全国の平均値は公共用水域水質測定結果(環境省 2002)²⁾によると、約1.6mg/L(A類型の平均値)～約2.7mg/L(C類型の平均値)の幅で、全体の平均値は約1.8mg/Lであった(図 1.4-5)。

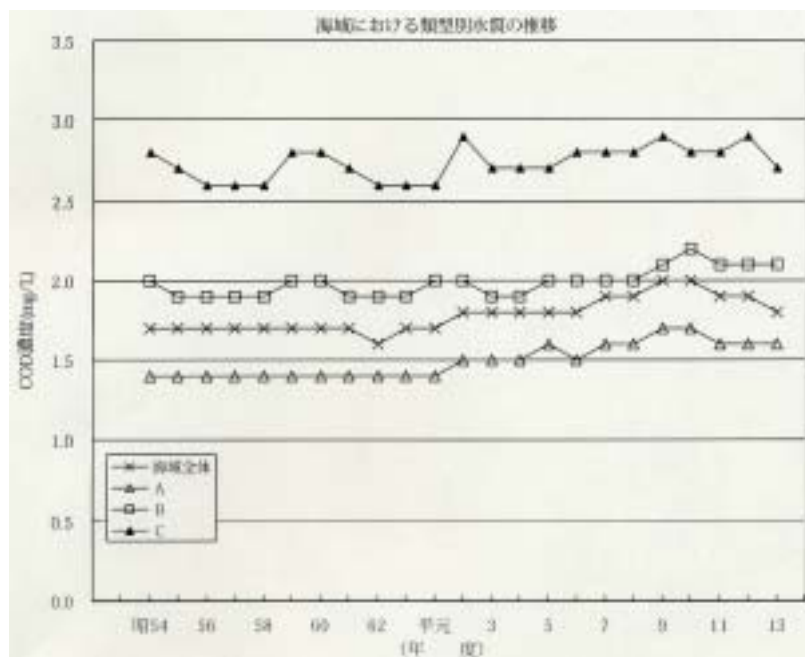


図 1.4-5 海域における類型別COD濃度の推移²⁾

植物プランクトンの異常な増殖は懸濁物を増加させて水中照度を減少させ、水中の海藻草類の生育を阻害するほか、枯死した後底層においてバクテリアに分解される過程で酸素を大量に消費するため、溶存酸素濃度が低くなり、酸素の要求量が多い生物が生息しづらくなることもある。富栄養化の一般的な過程を図 1.4-6に示す。

植物プランクトンのうち1種あるいは複数種が数千～数万細胞/mLにまで増殖し、海水が変色する現象は赤潮と呼ばれる。本城(2000)⁹⁾によると瀬戸内海では赤潮の発生件数と海水中に含まれる栄養塩類濃度の推移は同じような変化を示し、両者間に密接な関係が認められている(図 1.4-7)。

代表的な赤潮プランクトンの1種である*Gymnodinium mikimotoi*は、1985年の周防灘においては5000細胞/mLもの高い密度で確認された(図 1.4-8)¹⁰⁾。

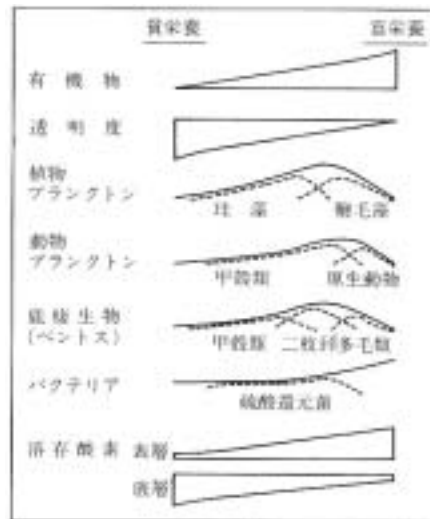


図 1.4-6 富栄養化の過程¹¹⁾

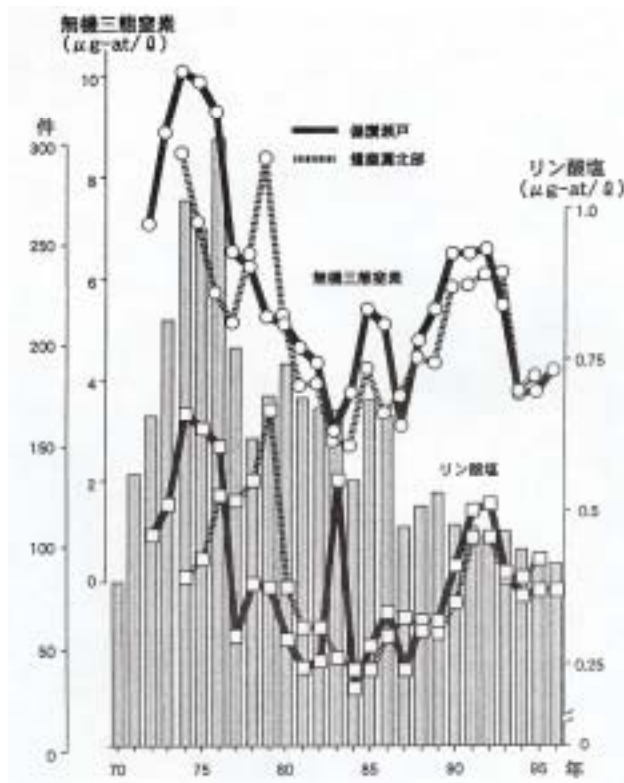


図 1.4-7 瀬戸内海における富栄養化と赤潮発生件数との関係⁹⁾

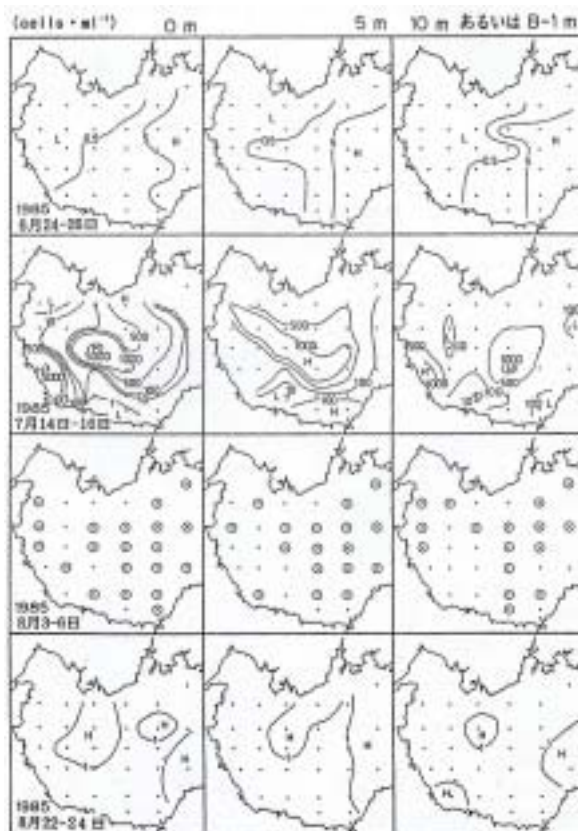


図 1.4-8 周防灘における *Gymnodinium mikimoti* の水平分布¹⁰⁾

赤潮の中でも特に漁業に甚大な被害を及ぼすものは、魚介類を毒化させるプランクトンや、魚介類をへい死させるプランクトンの大量発生である。

二枚貝に毒を蓄積させ、それらを食べた人間の麻痺や下痢症状などを招く、毒化プランクトンとしては、渦鞭毛藻の*Gymnodinium catenatum*(麻痺性)、*Alexandrium catenella*(麻痺性)、*Dinophysis fortii*(下痢性)などがある。

養殖の魚介類のへい死を招く毒性のプランクトンとしては、ラフィド藻の*Heterosigma akashiwo*、*Chattonella antiqua*、*C. marina*、渦鞭毛藻の*Gymnodinium mikimotoi*、*Heterocapsa circularisquama*などがある。*H. circularisquama*の大量発生は1988年に記録された比較的新しいものであり、被害数量、被害額は英虞湾と広島湾で大きい(表 1.4-3)。本種が50~200細胞/mlの密度で長期間存在していると、餌料である珪藻類が多くても、アコヤガイ母貝は餌をろ過しなくなり、さらに細胞密度が高くなるとアコヤガイは麻痺状態に陥り、死に至ることが観察された(本城 2000)¹²⁾。

表 1.4-3 *H. circularisquama* の大量発生による被害額と被害数量¹²⁾

年	水域	金額	へい死生物と被害量
1988	浦ノ内湾	3-4.6億円(推定)	アサリ 1,560tへい死
1989	福岡湾	不明	アサリ他へい死
1992	英虞湾	30億円(確定)	アコヤガイへい死
1993	浜名湖	不明	アサリ収穫50~90%減
1994	楠浦湾	1億円(推定)	アコヤガイ母貝平均65.4%へい死 アサリ他 平均69.5%へい死
1995	広島湾	3.25億円(確定)	カキ610tへい死 アサリ210tへい死
1996	英虞湾	不明	アコヤガイ150万貝へい死
1997	小浜湾	不明	アコヤガイ、アサリへい死
	豊前海	0.38億円(確定)	アサリ210tへい死
	広島湾	2.2億円	カキへい死
1998	広島湾	38.79億円(確定)	カキ・アサリへい死

< 淡水の流入 >

河川水は海域に様々な物質をもたらすが、一方で洪水などにより海域に大量に淡水が流入すると、海藻草類や移動性の低い底生動物等が死滅することがある。大野(1986)¹³⁾によると内湾性の藻類であるアナアオサやアサクサノリは外洋水よりもやや低い塩分に最適値があり、適応範囲が広いのに比べ、外海に生育するマクサは外洋水に近い塩分で最適値を示し、適応範囲が狭かった(図 1.4-9)。また、養殖のりにおいても出水による短期間(2~数日)の著しい塩素量低下はあかぐされ病などの病害を激化させ、生産を低下させることが確認されている(斉藤 1984)¹⁾。

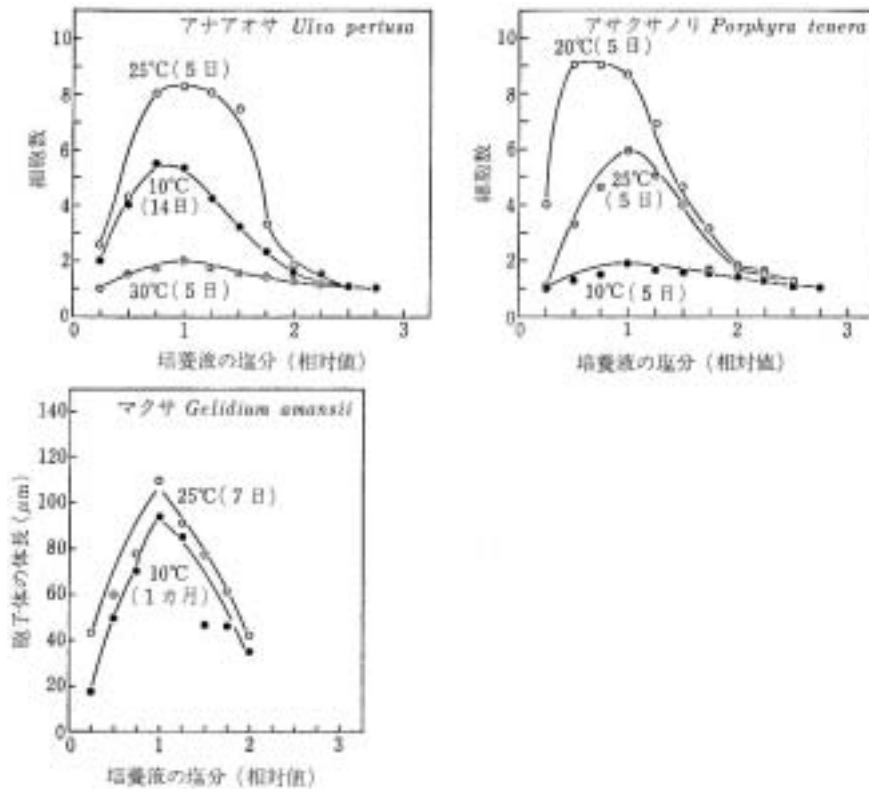
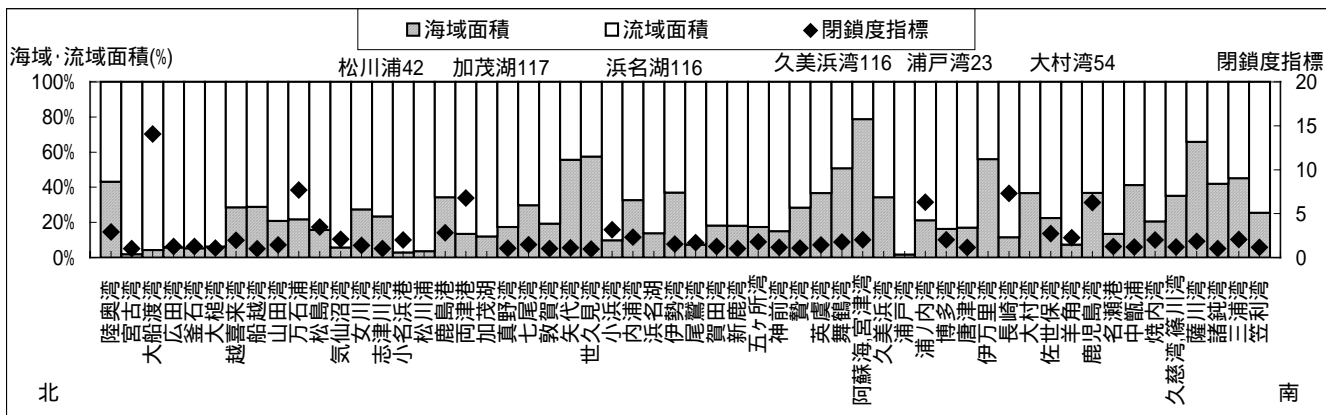


図 1.4-9 培養による海藻の幼芽期の生長と塩分の関係¹³⁾

< 地形条件と陸域の影響の大きさ >

陸域が海域に及ぼす影響の度合いは、影響を受ける海域の大きさ、海域の閉鎖性、海域に流入する河川の流域の大きさなど、その地域の地形によって変化する。小さく閉鎖性が高い海域が大きな流域を有する場合には、その海域は他の海域に比べて陸域の影響を大きく受けていると言える。また、閉鎖性水域の閉鎖度指標は、湾口幅、海域面積、湾内最大水深、湾口最大水深から求めた指標で、数値が高いほど海水交換が悪く、富栄養化のおそれがあることを示しており、水質汚濁防止法では、この指標が1以上である海域等を排水規制対象としている(財団法人国際エメックスセンター 2001)¹⁴⁾。

全国の閉鎖性水域の海域と流域の面積の比と、閉鎖度指標を図 1.4-10に示す。宮古湾、大槌湾を含む三陸周辺では、全国の閉鎖性水域の中でも海域に対して大きな流域面積を持っており、陸域の影響を受けやすい地域と言える。閉鎖度指標については、宮古湾、大槌湾とも1程度であり、日本の閉鎖性水域の中では低い値であった。



注)閉鎖度指標: $\{(\text{海域内部面積})^{1/2} \times \text{海域最深部の水深}\} / \{\text{湾口幅} \times \text{海域入り口の最深部の水深}\}$
 数値が高いほど海水交換が悪くなる。水質汚濁防止法ではこの指標が1以上である海域等を排水規制対象としている。

図 1.4-10 日本の主な閉鎖性水域における海域面積と流域面積の比と閉鎖度指標

財団法人国際エメックスセンター(2001)日本の閉鎖性海域(88海域)環境ガイドブック¹⁴⁾のデータより作成

< 高水時と低水時の水質特性 >

河川から流出する物質の量は流量によって大きく変動する。すなわち、水質成分負荷量の発生や排出は低水時と大雨や融雪等の高水時とでは大きく異なる。太田、中津川、齋藤(2001)¹⁵⁾は北海道内の複数の河川を対象に、低水時と高水時のそれぞれにおけるSS、T-N等の負荷量を算出し、いずれの河川においても、高水時における負荷量の割合が大きいことを示した(図 1.4-11)。

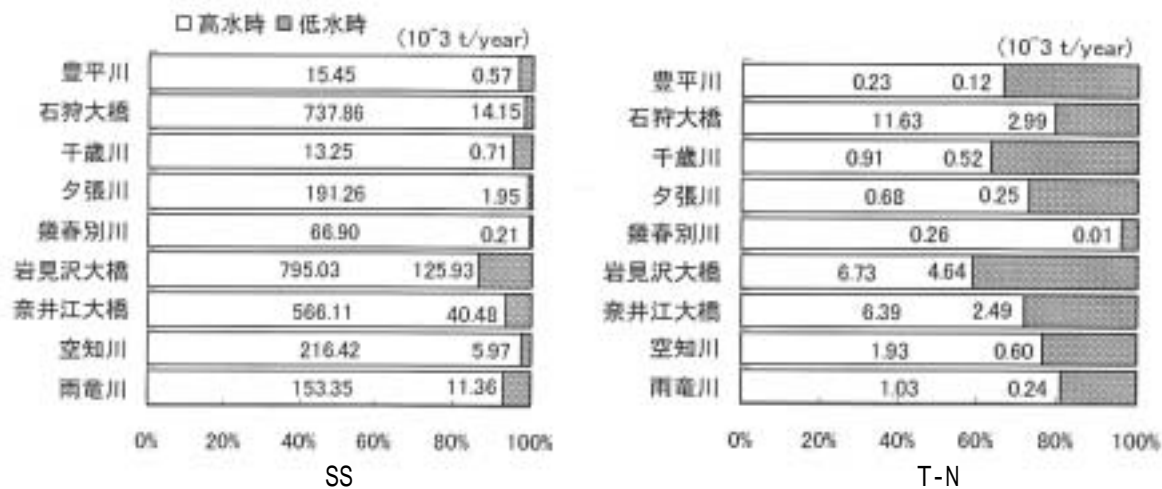


図 1.4-11 高水時と低水時の負荷量が総負荷量に占める割合¹⁵⁾

(2) 浅場と太陽光の照射

<陸からの土砂供給>

鎌谷(1990)¹⁶⁾によれば、河川から運び込まれる多くの懸濁物質は、河口域から沿岸域にかけて沈積し(~92%)、大陸棚以遠まで運ばれる量はごく少ない(~8%)。沿岸域の地形、特に干潟などの浅場は河川が供給し、沿岸域で沈積する土砂によって形成される。このため供給土砂量(質・量)が変化すると、汀線後退、砂浜勾配の変化、粒径の変化など海岸地形の変化が起こる(辻本 2003 図 1.4-12)¹⁷⁾。熊本県の白川河口域では3~4年確率の洪水の発生により、砂に替わってシルト粘土の堆積が多く見られ、また透筋や周辺高地で地形が前進するなど、地形や底質の変化が見られた(横山、宇野 2003 図 1.4-13)¹⁸⁾。磯部(1998)¹⁹⁾は安倍川における土砂採取と河床堆積土量の変遷から河川から海岸への土砂供給が海岸浸食問題の支配的な条件であることを示し(図 1.4-14)、流砂系における総合的土砂管理の方向性としてまず海岸での必要計画流砂量を決めるべきであるとの考え方を示した。

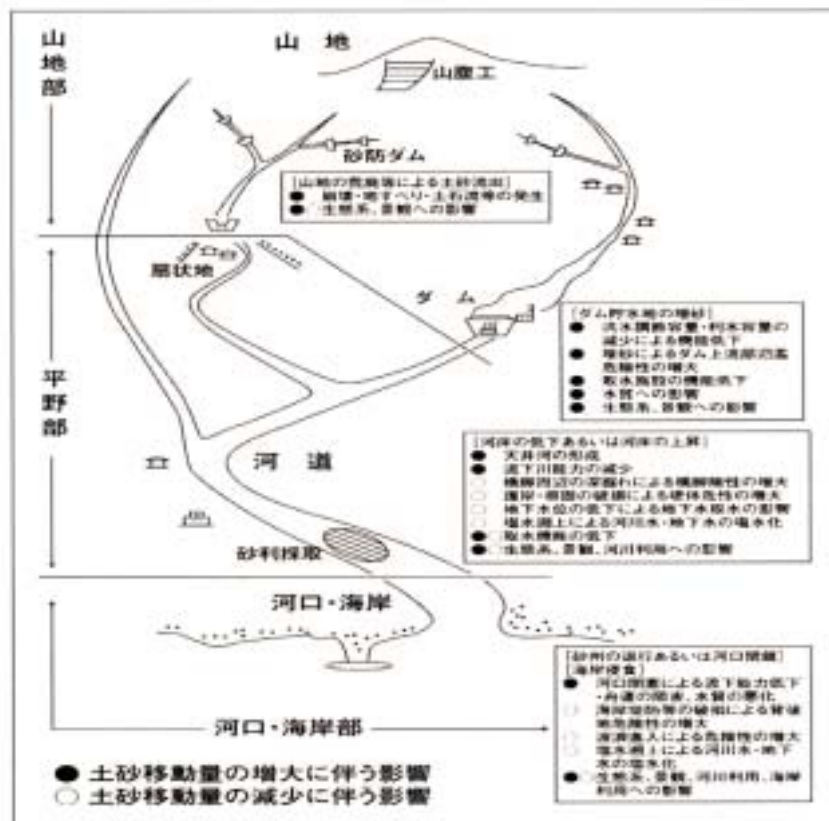


図 1.4-12 土砂移動量の変化に伴う影響¹⁷⁾

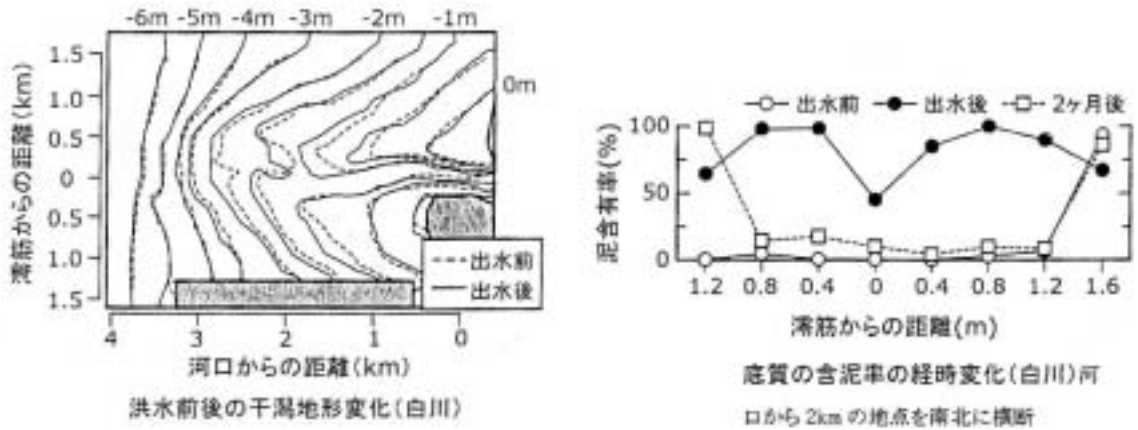


図 1.4-13 洪水による土砂供給で変化した干潟の地形、地質¹⁸⁾

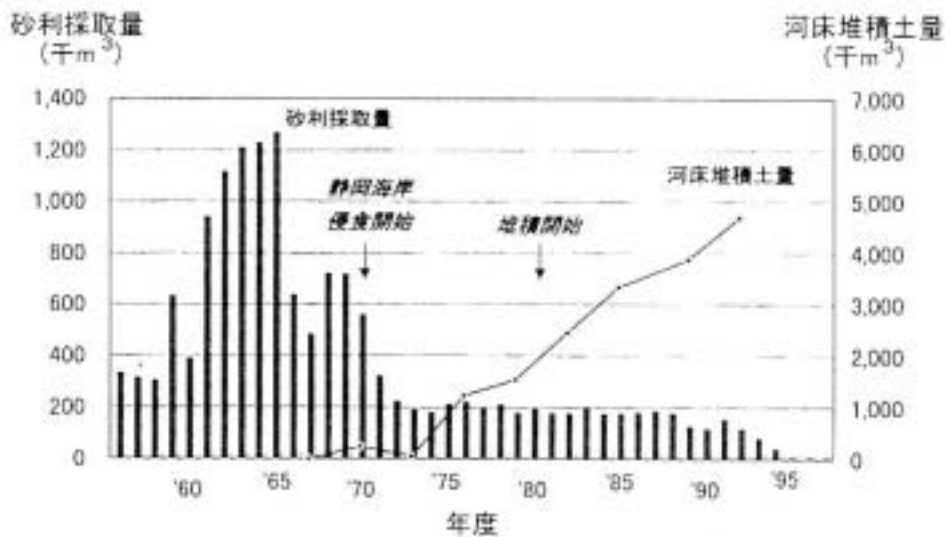


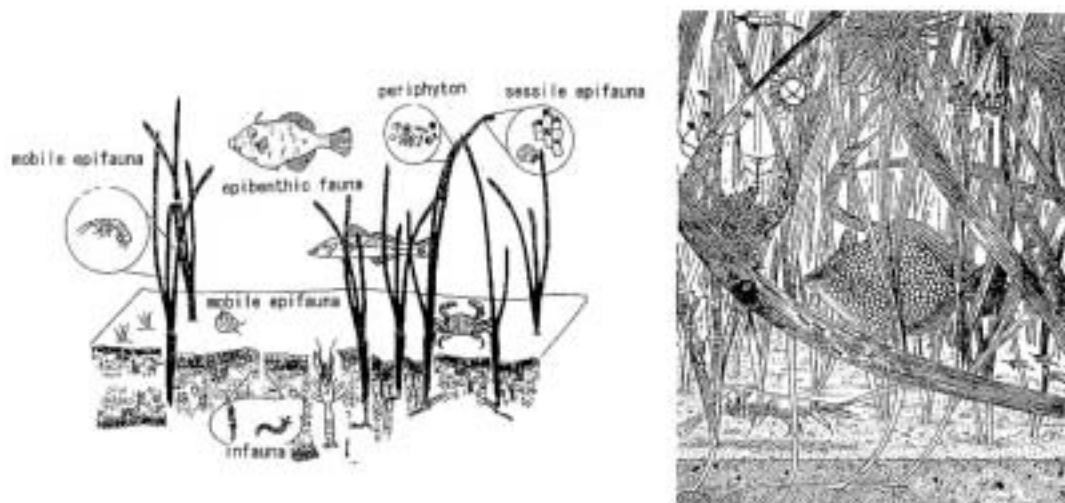
図 1.4-14 安倍川における土砂採取と河床堆積土量の変遷¹⁹⁾

< 浅場の生物生産機能 >

光合成は有光層で起こるので、水深が浅い沿岸海域では植物プランクトン、海藻草類、底生の付着藻類による水柱内での生産層の割合が大きい。底生の付着藻類は植物プランクトンに比べて弱い光強度で十分な光合成能を發揮でき、海底に堆積した無機栄養塩類を利用できることから、海底まで光が届く浅い海域では一次生産の主体として重要である(日本海洋学会 2001)⁵⁾。底生の付着藻類は光合成によって底質に酸素を供給することで、底生動物の生息環境を作り出している。

また、藻場は、海藻草類自体が生育している場である他、藻場が多くの生物の生育・生息の場となっている。相生(2000)²⁰⁾によると、アマモ場では葉上に珪藻などの付着生物やコケムシなどの固着性動物、葉上を移動する巻貝や甲殻類など、葉間には小魚、地下部に底生動物という具合にそれぞれ生息場所をわけて利用している生物群集が形成される(図 1.4-15)

ことから、アマモ場群落があることで生物多様性が高くなるとしている。



オーストラリアの例

日本の本州の例

図 1.4-15 生息場所をわけて生息しているアマモ場の生物²⁰⁾

<海藻草類による懸濁物の浄化>

藻場の中では、流速が遅く、懸濁物質の量が少ない。これは藻体の繁茂により粒子の通過と流れを妨げられること、藻体へ懸濁物質が付着することによるものであり、藻場内の空間を水質、水理的に安定した環境とする効果がある(小河 1989 表 1.4-4)²¹⁾。さらにアマモ類は複雑に張り巡らせた地下茎によって漂砂を防ぎ、砂地盤の安定化に寄与している(海の自然再生ワーキンググループ 2003)²²⁾。

表 1.4-4 ヨレモクモドキ群落(密生)内外の環境要因(高知県須崎湾)²¹⁾

	水深	群落内	群落外
水温	0m	20.8	21.2
	1m	20.3	20.4
	2m	20.2	19.9
溶存酸素 ml/l (%)	0m	7.06 ~ 7.72 (141.7 ~ 144.8)	6.45 (121.2)
	1m	8.82 ~ 8.93 (164.5 ~ 165.9)	6.82 (127.2)
	2m	7.29 ~ 7.64 (135.5 ~ 142.1)	6.45 (119.8)
光量 ml/m ² s	0m	5.3 ~ 5.3 × 100	5.8 ~ 6.0 × 100
	1m	3.2 ~ 3.3 × 100	3.2 ~ 3.3 × 100
	2m	1.1 ~ 1.3 × 100	2.3 ~ 2.5 × 100
流速 m/min	0m	3.07 ~ 3.52	3.68
	1m	1.84 ~ 2.15	3.96
	2m		3.98
クロロフィルa量 μg/l	0m	0.65 ~ 0.66	1.23
	1m	0.94 ~ 1.31	2.18
	2m	0.40 ~ 0.83	1.62

<土砂の流入による影響>

海域への土砂の供給は、沿岸域の地形を形成するなど重要な役割を果たしているが、大量の土砂が急激に海域に流入してきた場合、海生生物に悪影響を及ぼすことがある。

沖縄県(1978)²³⁾がヒトデ類、ウニ類、ナマコ類、貝類、甲殻類、イシサンゴ類等の生息分布状況を調査した結果、赤土の流出、堆積の多い場所では底生動物が少なく、赤土に被われた生物遺骸が確認された。荒川、森永、吾妻、谷口(2003)²⁴⁾は堆積粒子のX線解析により、和歌山県三尾地先の磯焼け海域に堆積している濁水粒子が河川起源の粒子であることを明らかにし(表 1.4-5)、一般的な磯焼けの原因とされる水温上昇や植食動物の摂餌圧などで説明できない、当該地域に限られた磯焼けを、堆積粒子によるアラメの枯死によるものと考察した。

表 1.4-5 X線解析による鉱物含有量の比較²⁴⁾

採取場所	quartz	feldspar	mica	kaolinite	chlorite	smectite
三尾地先	◎	◎	+	+	-	-
野島地先	◎	◎	+	+	-	-
椿山ダム	◎	△	○	○	+	+
日高川河口	◎	△	+	+	-	-
懸濁粒子	◎	△	○	○	+	+

◎: 大変多い △: 普通
 ○: やや多い +: やや少ない
 -: 少ないか含まれていないか

海藻草類に対する濁りの影響としては、ノリやワカメ等で試験が行われている。神原(1972)²⁵⁾は海底土で懸濁した海水下でのノリの光合成量を試験し、照度10Kluxが500ppmの濁りによって照度2.6~2.3Klux以下になると、光合成が損なわれ、養殖における生産被害が著しくなるとしている。荒川、松生(1992)²⁶⁾は、ワカメとカジメの遊走子及び配偶体に対する6μmの粒子の影響について、基質上の堆積量が0.13mg/cm²で減耗率50%、0.49mg/cm²で90%、1.0mg/cm²ですべての個体が減耗することを示した(図 1.4-16)。

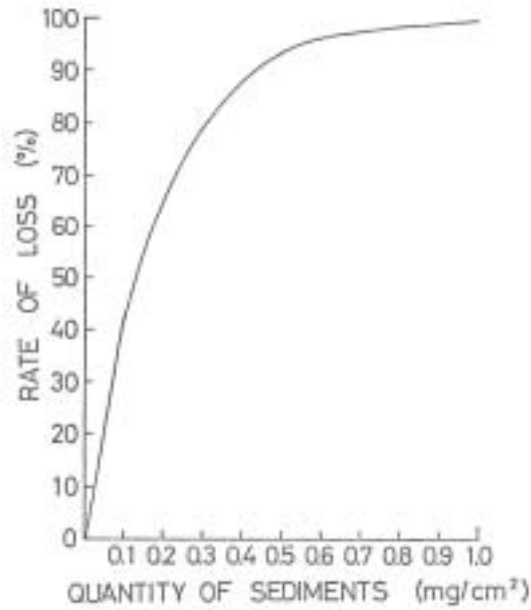


図 1.4-16 ワカメ、カジメの遊走子及び配偶体の減耗と粒子の堆積量²⁶⁾

底生動物への濁りの影響としては、主に貝類で調査が行われている。小島(1972)²⁷⁾によると、カオリンを濁り物質とした濃度6.5ppmの実験でアコヤガイ13個体中7個体の貝殻運動に影響がみられ、真珠養殖を行う際には濁りがかなり低濃度でも影響を及ぼすと推察している。また香川県水産試験場(1973)²⁸⁾は粒径0.01~0.02mmの海底土を懸濁させた海水中での酸素消費量を測定したところ、マガキ、サザエでは濁り濃度5ppm、アサリでは10ppmで酸素消費量に変化が現れ、濁りに対する反応を示すことを明らかにした(図 1.4-17)。

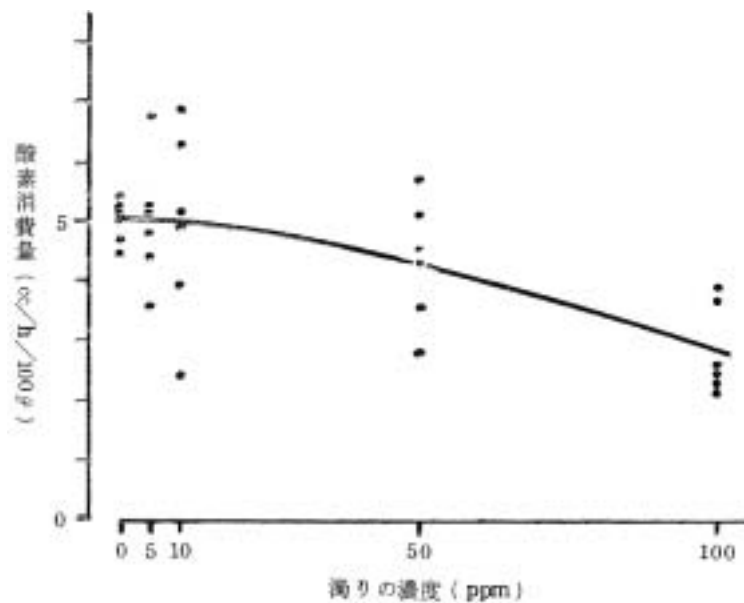


図 1.4-17 マガキの濁りの増大に伴う酸素消費量の変化²⁸⁾

魚類への濁りの影響としては、マダイ成魚による実験が行われており、海底土を付加すると20ppmまでの範囲であっても、顕著な呼吸量低減がみられるなど影響があった(本州四国連絡橋漁業影響調査委員会 1977 図 1.4-18)²⁹⁾。

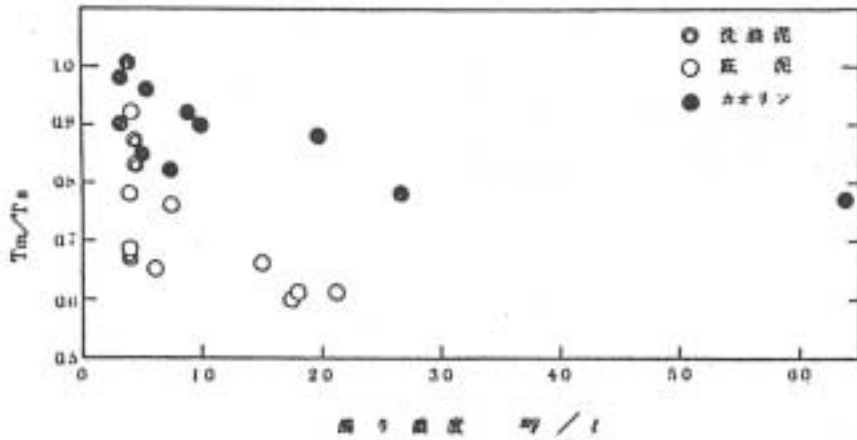


図 1.4-18 濁り濃度がマダイの酸素消費速度に及ぼす影響²⁹⁾

3) 物質を捕捉し、生物生産と同時に物質循環する機能

(1) 植物の生産と物質循環

<沿岸域の一次生産>

沿岸域における生物生産の基礎は、植物プランクトン、海藻草類、底生付着藻類等が光合成により有機物を生産することである。光合成は生産者自身への生存に不可欠であると同時に、光エネルギーや溶存物質が形を持った生物体に変化することで、食う食われるといった食物連鎖が形成されるという重要な意味を持っている。

現在推定されている地球上の一次生産の1/3～1/2は海洋の植物プランクトンによるものである(高橋、田口 1996)³⁰⁾。海洋の一次生産量の分布を概括すると、沿岸域の植物プランクトンによる生産量(>250mgC/m²/day)は外洋(<100mgC/m²/day)より高い(図 1.4-19)が、この基礎生産を支える栄養塩は、陸域から河川や地下水経由で沿岸に供給される他、外洋水や沿岸域での物質循環により供給されている。なお、海藻草類や底生付着藻類による単位面積あたりの生産量は、植物プランクトンによるものと同じかそれより大きく、光が底層まで届く浅い水域では海藻草類や底生付着藻類の有機物供給としての貢献が重要である(Parsons、Takahashi、Hargrave(向井・菊地訳)1996 表 1.4-6)³¹⁾。

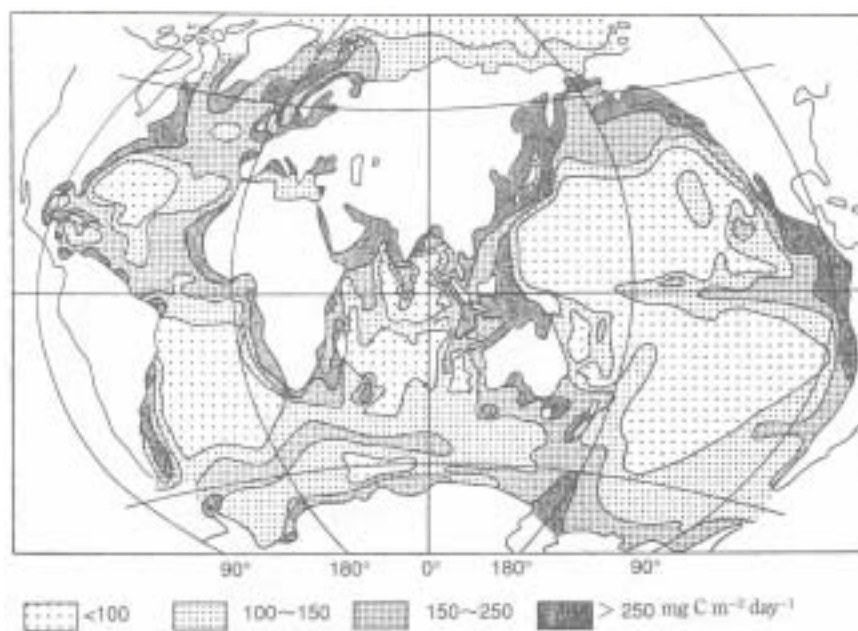


図 1.4-19 植物プランクトンによる海洋の一次生産量の分布³²⁾

表 1.4-6 底生付着藻類と海藻草類による一次生産量³¹⁾

場所 / 材料	測定方法	gC/m ² /年
底生微細藻類		
ジョージア塩性湿地草原	O ₂ , CO ₂	200
デラウェア塩性湿地草原	O ₂	38 ~ 99
カリフォルニア塩性湿地草原	O ₂	217 ~ 400
マサチューセッツ塩性湿地草原	¹⁴ C (覆いあり)	106
	¹⁴ C (覆いなし)	165
潮間帯砂質干潟	O ₂	143 ~ 226
潮間帯砂質干潟	O ₂	0 ~ 325
潮間帯砂質干潟	¹⁴ C	4 ~ 9
潮間帯泥質干潟	¹⁴ C	31
河口域潮下帯	¹⁴ C	116
	¹⁴ C	90
	¹⁴ C	180
ワッデンジー砂質干潟	¹⁴ C	58 ~ 177
海草および塩性湿地植物		
<i>Thalassia</i> 藻場	O ₂	520 ~ 640
<i>Spartina</i> (ジョージア) (ノースカロライナからバハマス) (マサチューセッツ)	O ₂	257 ~ 897
	つみとり	130 ~ 256
	つみとり	1100 ~ 2300
マングローブ干潟		
フロリダ (純生産量)	O ₂ (+ 落ち葉)	400
コンブ類		
<i>Laminaria</i> (ノバスコシア) (イングランド) (ノバスコシア)	つみとり	1900
	つみとり	1225
	葉の更新	1750
<i>Macrocystis</i>	つみとり	400 ~ 820
潮間帯海藻		
<i>Fucus</i>	O ₂	<3000

<物質の取り込み>

沿岸域に豊富に供給される溶存態の窒素やリンなどの栄養塩は、一次生産者により速やかに取り込まれる。有賀(1990)³³⁾によると多摩川河口沖の定点において植物プランクトン(クロロフィルa量9.21~98.27 μg/L)による窒素の取り込み量は0.17~2.21gN/m²/日である(図1.4-20)。海藻類では、佐野等(2003)³⁴⁾により褐藻類カジメのNH₄-N、PO₄-Pの吸収速度が濃度依存的に高く、飽和しないことが確認されている(図1.4-21)。

また、海藻草類では、溶存態の栄養塩を吸収、削減するだけでなく、藻体の繁茂による粒子の通過の阻害や藻体への粒子の付着により、浮遊する懸濁物質を減少させている(小河1988)²¹⁾。



図 1.4-20 植物プランクトン現存量、光合成活性、窒素取り込み量の季節変動³³⁾

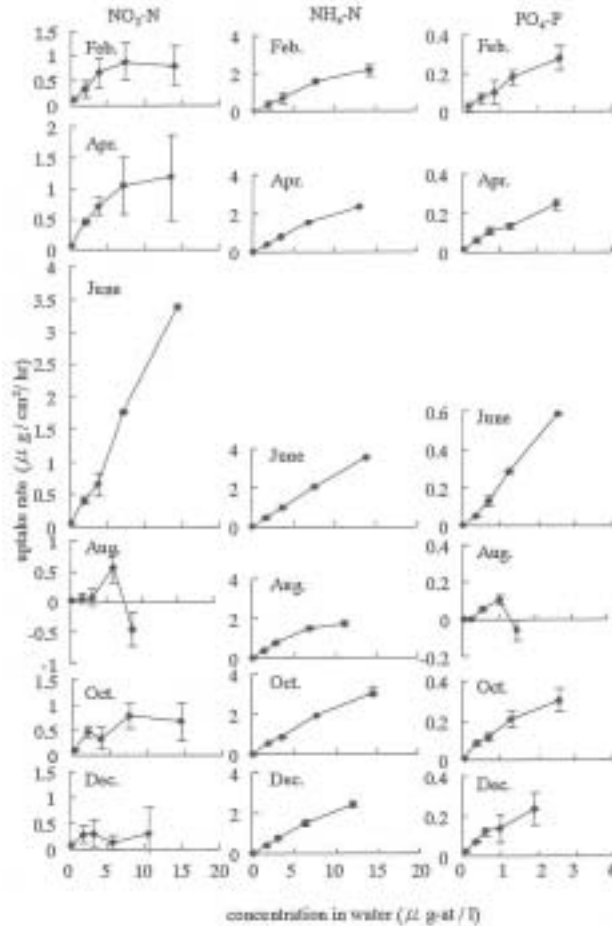


図 1.4-21 カジメ成体の海水中の濃度段階別のNO₃-N、NH₄-N、PO₄-Pの吸収速度の季節変化³⁴⁾

(2) 動物の生産と物質循環

< 生食連鎖 >

陸域の影響により成立している沿岸域の浅場で、豊富な栄養塩と光エネルギーを受けて大量に存在している植物プランクトンは、動物プランクトンやより上位の捕食者の餌料として重要な位置を占めている。

干潟の代表的な生物である懸濁物食の二枚貝は、豊富なプランクトンにより生息密度が大きく(図 1.4-22)、湿重量で3kg/m²を越えることもある(大森、靄田 1988)³⁵⁾。なお、二枚貝は植物プランクトンを濾しとって、糞や擬糞(過剰な有機物の塊)を排出することで、懸濁物の生物的堆積作用を行っている。

植物プランクトンは栄養段階を経て、高次の捕食者の生産を支えているが、栄養段階間のエネルギー転送の際に生じるエネルギー損失と、栄養段階の数によって、最高次捕食者の生物量が決定される(図 1.4-23)。沿岸域や湧昇域では一次生産が豊富な上、栄養段階が少ないため、外洋域の60倍もの魚類生産がある(LALLI、PARSONS(關訳)1996 表 1.4-7)³²⁾。



図 1.4-22 干潟低潮帯における底生動物群集の密度³⁵⁾

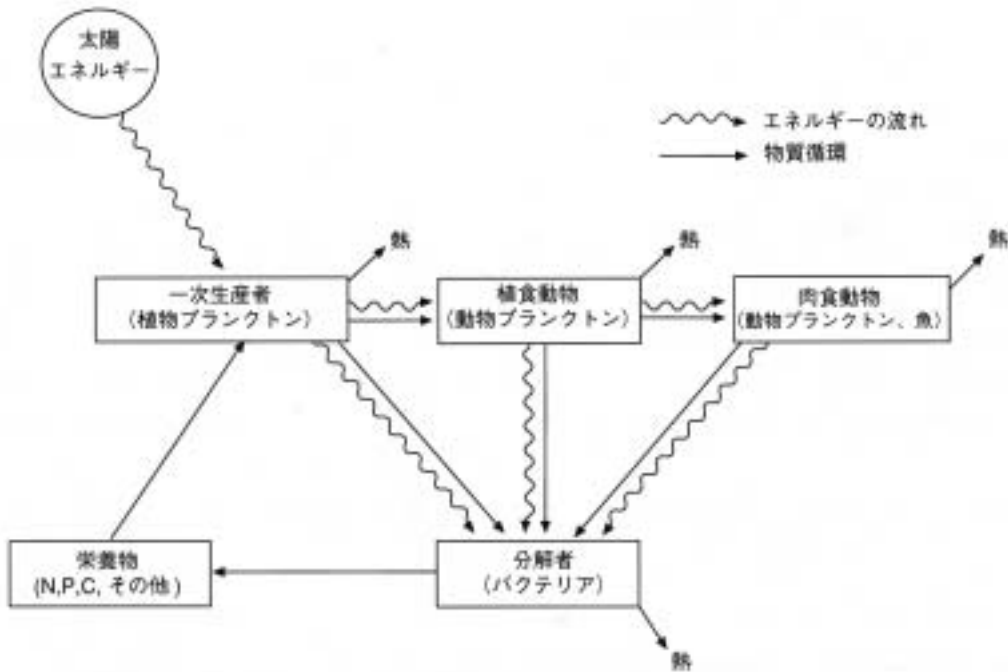


図 1.4-23 物質循環に伴うエネルギーの流れ³²⁾

表 1.4-7 海域別の生産量の比較³²⁾

海域	外洋域	沿岸域	湧昇域
海洋全体における面積 (%)	90	9.9	0.1
平均一次生産性 (gC/m ² /年)	50	100	300
一次生産合計 (10 ⁹ tC/年)	16.3	3.6	0.1
エネルギー転送の数	5	3	1.5*
平均生態効率 (%)	10	15	20
平均魚類生産** (mgC/m ² /年)	0.5	340	36,000
魚類生産合計*** (10 ⁶ tC/年)	0.2	12	12

*湧昇域の栄養段階数は2ないし3であり、その間のエネルギー転送数の平均

** $P=BE^n$ から計算した。 P:二次生産量 B:年間の一次生産量 E:生態効率 n:栄養段階の転送数

*** 各海域が占める面積 (%)から計算した。全海洋 $362 \times 10^6 \text{km}^2$

< 腐食連鎖 >

沿岸域では植物プランクトンや海藻草類を直接摂食する動物の他に、これらを含む生物の死骸、破片、排泄物やその分解物、有機物にバクテリアが付着したものなどよりなるデトリタスが多くの生物に摂食されている。大型海藻草類は、一部がアワビやウニなどの藻類食者に食われるが、一次生産の大部分はデトリタスを中心とした食物連鎖に入っていく(ラファエリ、ホーキンス(朝倉訳)1999、図 1.4-24)³⁶⁾。

河川が流入する海域では、海藻草類など海由来のデトリタスのみでなく、陸上起源のデトリタスが河口から沿岸にかけての動物の生産を支えていることもある。河川から流出する有機物の形態は、森林小溪流からは主に落ち葉、大河川からは河床に繁殖した付着藻類の細胞や破片に由来するものが多く、これらの有機物は主に出水時に流送される(柳井、中村2000)³⁷⁾。櫻井、柳井(2003)³⁸⁾は北海道の小河川で、陸域から河口、沿岸域に運ばれる落ち葉の量を $25.8 \text{kgC/m}^2/\text{年}$ と試算している。陸上由来の落ち葉が沿岸の生物に利用されている例として、安定同位体比の分析によりトンガリキタヨコエビの年間生産量の27.0%が落ち葉に依存し、さらにクロガシラガレイ0歳魚の年間生産量の81.6%がトンガリキタヨコエビに依存していることが明らかにされている(櫻井、柳井 2003 図 1.4-25、図 1.4-26)³⁹⁾。なお、河口、沿岸域で落ち葉だまり内の生物相とその周辺の砂泥底の生物相は異なっていることから、落ち葉だまりを生活の基盤とする生物がいることが示唆されている(櫻井、柳井2003)³⁸⁾。