

潮間帯の物質収支と水循環*

森 本 研 吾**

Nutrients Budget and Water Circulation
at Intertidal Zone

Kengo Morimoto

潮間帯の物質収支研究を、さまざまな形態の海岸線で比較する形でまとめた。礫浜、砂浜、干潟、塩性沼沢の四者を比較した。干潟や砂浜は全窒素で数 $10 \text{ gNm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ とほぼ同レベルの除去源になっている。有機炭素や全リンは場所により変動が大きいが、いずれも除去源となっている。ただし、一般の有機物に比べN:P比が小さい傾向にある。一方、塩性沼沢は有機炭素については生産傾向を示すが、栄養塩については中立的で周囲への影響が小さい。また、礫浜は砂浜とは大きく傾向が異なり、Pはむしろ発生源になっている。

このように、同じ海岸線でも、形態や構成素材などの条件の差により、物質収支が大きく異なってくる。ことより、今後海岸線の保全を考えていく上で、物質収支にも注目していく必要があると思われる。それに対して、現在では物質収支の測定例そのものが少なく、今後より詳しく調査していく必要があると思われるが、その際留意するべき点について考えてみた。

In this paper, I review studies of mass balance in intertidal zones. Four types of shore lines are compared in regard to mass balances.

Tidal flats and sandy shores act as sinks for Total-Nitrogen absorbing about the same amounts - some tens of grams/m²/year. They act also as sinks of Organic Carbon and Total Phosphorus but the amounts vary widely from site to site. Generally the N:P ratio of sink amount, which is absorbed by these areas per unit time, is smaller than usual organisms. Salt marshes, however, export Organic Carbon, but are neutrally balanced in nutrient salts. Gravelly shores, in contrast to sandy shores, export phosphorus.

Thus, mass balances vary widely according to the type (shapes, materials *etc.*) of shore line. Mass balance should also be considered when planning the preservation of coasts or the construction of artificial beaches. Unfortunately we have little data regarding the nutrient balances of intertidal areas. We need additional studies, especially those that pay more attention to mass balance variations and movement in time and space.

1. はじめに

潮間帯の生物活性の高さと前面海域の水質に与える浄化能力については、多くの指摘がある。また、一方で潮間帯には堆積性のものだけでも、砂浜・砂質干潟・泥質干潟など様々な形態があり、

それにより生息生物が大きく異なることも知られている(秋山・松田, 1974¹⁾)。しかし、こういった比較研究の多くは生物量と生物種類に基づくもので、より重要な代謝量についてはデータが少なく、それぞれの場所の環境による違いを比較するのはむずかしい。また、自然状態での測定が困難であるという問題点もある。

一方、潮間帯の一定区域全体における物質収支

* 1992年6月24日受理

** 資源環境技術総合研究所環境影響予測部広域間環境研究室

潮間帯の物質収支と水循環

は、近似的に代謝量の総計値とも言えるが、これについてはその区域の生産力もしくは浄化能力という立場からいくつかの調査が散見される (Nixon, 1980²⁾; 佐々木, 1989³⁾; 運輸省第五港湾建設局, 1981⁴⁾ など)。これにより、潮間帯のもつ浄化能力のおおよそのレベルが分かるようになった。しかし、現状ではいかなる環境でいかなる働きのもとにその物質変化が起こっているかが明確でないため、こういった値がどこまで一般化出来るか、また、個別の地域環境の違いやその変化によりどう影響されるか、といったことが分からない。

今日、埋め立てなど潮間帯の環境変化による、内湾を始めとした水域の水質環境や生態系への影響が注目されており、環境の変化による物質収支の変化を推定することは重要と思われる。現状ではそこまでの議論は出来ないが、本稿においてはその方向を頭に置きつつ、現在までの物質収支研究について海外も含め様々な場所でのデータを集め、相互に比較することにより環境による違いを考えることとした。

2. 潮間帯の分類

まず潮間帯をその形態により分類し、それぞれの特徴を地形・堆積物の性状・生息生物などの面からまとめておく。

海岸線は形態や成因などさまざまな視点からの分類が試みられている (荒巻, 1972⁵⁾)。しかし、

いろいろな要素が絡み合っって複雑な形態をなしているため、決定的な分類法はない。潮間帯における物質変化を扱う都合上、余り大きな形態や成因にはこだわらず、ある小部分の構成要素や形態によって分けると、Table 1 のようになる。厳密には、同じ砂浜でも内湾にあるか、外洋にあるか、磯の間の砂だまりかによって、物質収支は変わってくるだろう。しかし、その差について議論するほど研究は進んでおらず、また、調査方法や概要は変わらないので、この分類で話を進める。

将来的には全てを同一の指標で比較できるのが望ましいが、ここでは、磯や護岸など内部に水が滲み込まない海岸については、扱いが全く異なるので割愛し、砂浜・干潟・塩性沼沢といった透水性の海岸のみを対象とする。

(1) 砂浜・礫浜

透水性の海岸のうち、比較的波の影響の大きい所に砂礫が堆積して出来た、傾斜の急な海岸である。形態は Fig. 1(a) に示すが、陸から海に至る一つのスロープのうち傾斜の急な部分は、およそ1/10以上の勾配がある。礫浜は人工的に造られる場合と扇状地が直接外洋に入る部分に出来る場合があり、一般的に砂浜より傾斜が急である (荒巻, 1972⁵⁾)。ただし、礫の間隙には泥が詰まっていることがあり、海水の浸透量に影響している (運輸省第五港湾建設局, 1981⁴⁾)。

マクロベントスや海藻類は少なく、砂中の微生物が浸透してきた海水中の有機物を利用するとい

Table 1 Coast types

	透水性 Permeable	非透水性 Impermeable
自然海岸 Natural coast	浜 Beach	磯 Rocky shore
	礫浜 Gravelly beach	
	砂浜 Sandy beach	
	干潟 Tidal flat	
	砂質干潟 Sand flat	
	泥質干潟 Mud flat	
塩性沼沢 Salt marsh		
人工海岸 Artificial coast	人工海浜 Artificial beach	護岸・堤防 Embankment
	人工干潟 Artificial flat	テトラポッド Tetrapod

English terms are mainly from Ricketts *et al.* (1939)⁶⁾

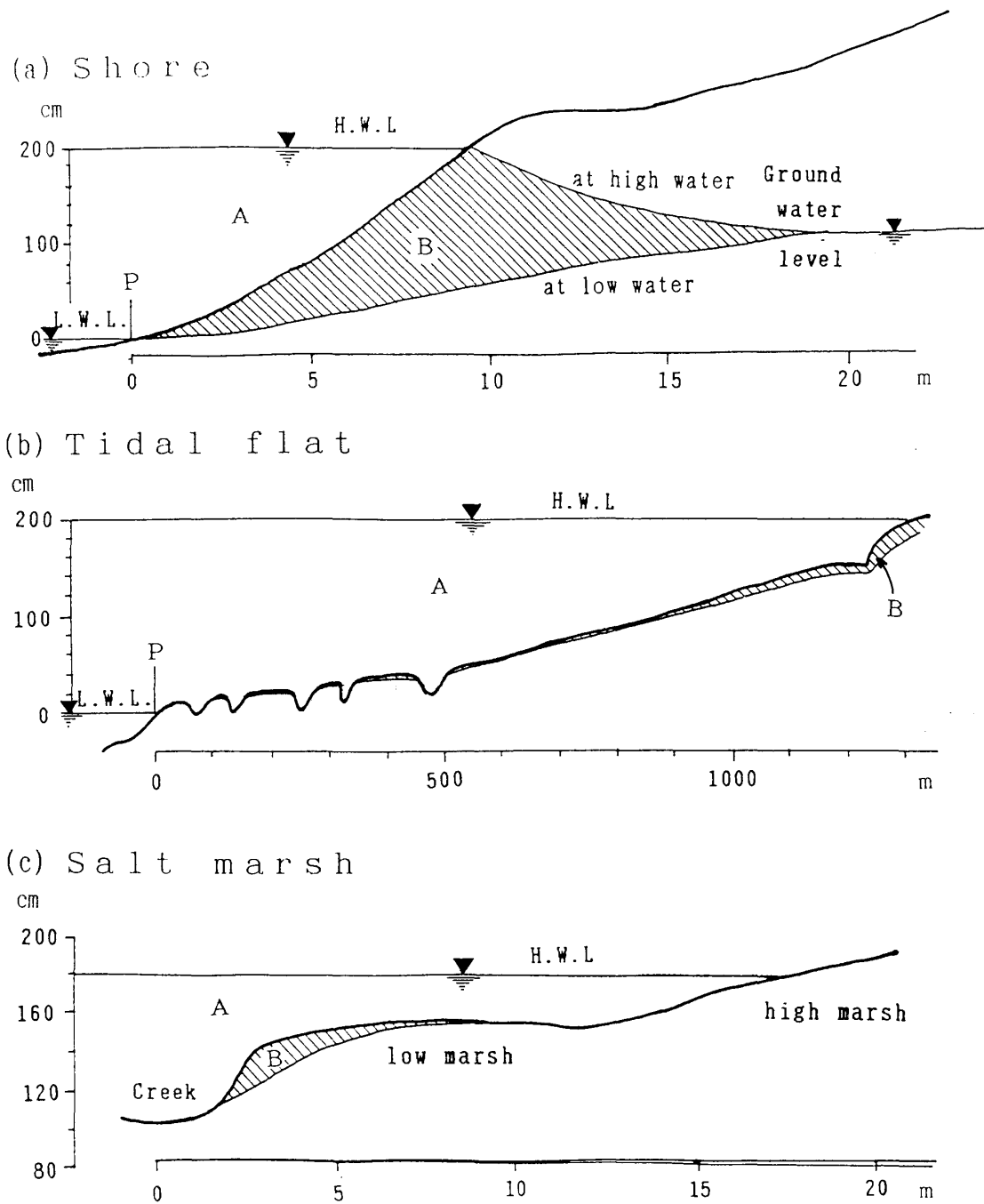


Fig. 1 Cross sections of three types of intertidal area. Shaded area is the part of the aquifer where sea water flows in and out with the tide.

うエネルギーの流れが一般的である。ただし、海藻片などがよく打ち上げられる場所では、そのまわりにフナムシなどを中心とした生物群集が出来るが、地中の微生物とは、栄養的つながりが少ない (Brown and McLachlan, 1990⁷⁾。

(2) 干 潟

内湾、河口、閉塞性の砂州の内側など波から守られた所に砂泥が堆積して出来た平坦地。地面の傾斜は緩くおよそ1/100以下の勾配である。前浜型、河口型、潟湖型の3種類がある (秋山・松田, 1974¹⁾。

前浜型は東京湾、有明海、黄海などの内湾に大

潮間帯の物質収支と水循環

規模に広がる。底質は比較的均質であり、東京湾のように砂質のものと有明海のように泥質のものがある。このタイプの形態を Fig. 1(b) に示した。終浜崖から前浜部が広がり、1/1000程度の一様な勾配の部分が続き、その先は干潮時でも冠水した水路に区切られた砂州状の地面となり、さらにその前縁部で勾配が急となり、干潟部が終了する。

一方、外海に面した部分でも、幅広い河川敷がそのまま緩勾配で海に没する場合や河口部の前面を閉塞するように潮流が砂を堆積させ、潟湖を形

成した場合、緩斜面の潮間帯ができ、それぞれ河口型および潟湖型の干潟と呼んでいる。この場合、規模は小さいが、いったん海洋で淘汰を受けて再堆積した前浜型と違い、河川由来の堆積物がその場で堆積して行くため、底質は複雑で同じ干潟の中にも泥の部分や砂の部分が入り混じっている。

生物的にはマクロベントス類や海藻類が豊富に存在する。なかでも前浜砂質干潟において、量、多様性ともにもっとも多く(平均 1000 g/m^2)、前浜泥質(500 g/m^2)、その他(少ない所では 10 g/m^2)



Fig. 2 Plan view of a salt marsh area. Creeks develop like capillary veins.

にもなる)の順で小さくなる。また、砂質干潟においては2枚貝類が最優先種となっているが、泥質になると、ゴカイやカニが中心となる。干潟においては砂中と地表面の生態系が、貝やカニなどのマクロベントスを通じて密接に関連している(秋山・松田, 1974¹⁾。

(3) 塩性沼沢

干潟やラグーンの上に *S. Alterniflora* などの耐塩性植物が密生し、土壌を堆積させて出来た湿原である。したがって、立地は干潟同様、バリアーの内側など波の静かな海岸に出来る。

しかし、形態は干潟とは大きく異なる。Fig. 2に、ある塩性沼沢の平面図を示したが、このように、広い領域に渡って、クリークと呼ばれる小水路が毛細管のようにひろがる平面形をなす。潮の干満に際して、海水はこのクリークを通じて浸入浸出する。また、クリークに垂直方向にとった断面を Fig. 1(c) に示した。クリークの岸はクリークバンクと呼ばれる1/5から1/2程度の急勾配を成す斜面となっており、その上に植生の密生した平坦地が広がる。平坦面の標高は満潮位に近いことが多い。また多くの場合、平坦面がレベル差のある2つの部分からなり、high marsh と low marsh という呼称で区別される。

典型的な塩性沼沢は日本には存在しないが、海岸の葦原などが類似の存在である。それに対して北アメリカの東海岸では、北極圏からメキシコ湾岸に至る全域において、広大な塩性沼沢が見られ、大きいものは数1000 km²にも及ぶ。底質は一般にクリークに近いほど泥分が多く、high marsh においては大半が砂になる。また、高緯度ほど有機分が多くなり、New England 付近においては、泥炭が卓越するようになる (Frey and Basan, 1978⁸⁾。

生物的には *S. Alterniflora* などの草原になっていることが最大の特徴だが、地表面には泥質干潟同様カニやゴカイが巣をつくり、またクリークバンク周辺からクリーク底にかけては、しばしば、カキやイガイの大群集が出来るが種類は少ない。

3. 潮間帯の物質収支定量法

物質収支の推定法はいろいろあるが、総じて堆積物の変化や各生物の代謝量など、潮間帯自身の変化量と活動量を求める方法と、外部と出入りする物質量を調べて、その差から求める方法がある (Nixon, 1980²⁾)。すなわち、物質の保存を考えると、

$$\begin{aligned} & \text{蓄積量の増(減)} + \text{内部反応での消滅(生成)} \\ & = \text{外部からの流入(流出)} \end{aligned}$$

という関係になっており、これを左辺から求める方法と右辺から求める方法がある。なお、()内はマイナスの値を加える。

まず、潮間帯自身の変化を調べる方法について考えると、保存性のよい物質、T-N、T-P などについては一定期間中の潮間帯堆積物中の総量変化に脱窒、固定量などを加えれば、その期間の収支が求まる。この場合、対象区域全域にわたっていかに調査し総計するかということが問題になる。また、調査区域を小さく取ると、代表性が悪くなる以外にも、微地形や細かな条件の違いによる潮間帯内部での物質移動も計上されてしまうなどの問題が起こる。一方、有機物の分解や栄養塩の形態変化など変化しやすい量については、その変化を引き起こす要素が多種多様になり、個々の代謝量の測定自体が困難な上に、それらを加え合わせ際の誤差が大きくなり、内部での生成消滅量の正確な定量が極めて困難となる。

それに対して、出入りする物質から求める場合は、代謝量などは不必要となり、調査地点を流れる物質だけを求めればよい。さらに出入口の水路が狭まっているときは、そこで調べることでより収支が定量でき、広い調査区域にわたって総計する際の代表性の問題が回避できる。これらの利点があるため、潮間帯の物質収支の定量は出入りする物質から求められることが多く、本稿においてもこの方法を中心に述べる。

ところで、この方法は、下げ潮および上げ潮それぞれにおいて、その区域に出入りする水の量にその水質をかけて出入りする物質量を求め、流入量から流出量を差し引いて物質収支を求める。し

潮間帯の物質収支と水循環

たがって、その信頼性は正確な水収支の測定によるところが大きい。また、各種潮間帯の水循環のありかたにより、測定方法も異なってくる。そこで、まず水循環との関連において物質収支の概要を述べる。

3.1 概 要

潮間帯の水収支には、陸水、海水および大気の三者とのやりとりがある。このうち、大気とのやりとりについては、緩勾配の干潟や塩性沼沢においては蒸発散の寄与が大きくなる（森本, 1990⁹⁾; Hemond and Fifield, 1982¹⁰⁾）。しかし、物質収支上は影響が小さいと言われている（Nixon, 1980²⁾）。また、陸水とのやりとりについては、場所により大きく異なり、Great Sippewisset Marsh (Valiela and Teal, 1979¹¹⁾) や千葉の佐貫海岸（北林ほか, 1990¹²⁾）のように、物質収支上重要な役割を担う場合もあるが、多くの場合は直接潮汐や波の押し寄せる海域とのやりとりに比べ小さいようである。また、これらの測定法は、とくに潮間帯に固有の物ではなく、一般の蒸発散量や地下水流量の測定に準じるので、ここでは触れない。

一方、海域とのやりとりについては、波と潮汐が大きな役割を果たす。このうち、外洋に面した磯や砂浜においては波の影響も大きい。波の穏やかな内湾においては潮汐が主体となる。本稿においては、富栄養化などの環境問題が深刻な内湾を念頭に置き、潮汐を主体とした系で考えることとする。

Fig. 1 の各断面に A, B という記号を記した。潮汐による水収支は大きく地上部と地下部つまり図の A と B に区別される。A は満潮時に潮間帯に冠水してくる水である。この部分における物質変化は一般の浅海域の沿岸部に類似しているように思えるが、実際は、以下の 2 点において潮間帯独自のものである。第 1 にこの部分の地表面は干潮時に干出し、そのことにより、様々な変化や生物作用が働き、次の満潮時に海水と接触したときの働きを準備していると言える。また、第 2 点として、浜辺には海藻などの大型の固形物が波により

打ち上げられ、それを中心とした食物網が出来るということである。それに対して B は前面海域の海水の潮間帯の地下間隙への浸入浸出を現し、この出入りはまさしく潮間帯独特の作用である。収支上の特徴を大雑把に言うと、A 部分は比較的浅海類似の環境で、濃度変化は比較的少ないが、B 部分に比べ圧倒的に水量が多い。一方、B 部分は全く異なる環境の中に入るため、濃度変化は大きい。出入りする水量は僅かなものでしかないという関係になっている。

潮間帯の潮汐による水収支の調査は A と B を加えたトータルの出入り量を低潮線付近で調べる場合と、B のみを地表面から地中に浸入浸出する量により調べる場合がある。本稿においては便宜上前者を水域区分法、後者を間隙収支法と呼ぶことにする。

砂浜や礫浜の場合は、地表面の傾斜が急で干潮時に斜面から盛んに排水される。このように地下水水面の変化が大きく、間隙水交換量が多いが、潮間帯の幅が狭いため冠水部は比較的小さい。そこで、物質変化に関しては地下が主体と考えられ、通常、間隙収支法により B 部分の収支のみ測定して全体を代表させている。それに対して干潟や塩性沼沢の場合、地表面が平坦で常に間隙が水で満たされた状態となり浸入浸出量が減るのに対し、地表面上を広く海水が覆うことにより A 部分の寄与が大きくなる。そこで、もっぱら水域区分法が用いられる。この場合、間隙収支法は地下間隙における変化の寄与を見るために補足的に測定されることがある。

3.2 水域区分法

この方法は、低潮線付近に観測点 (Fig. 1 の P) を設け、満ち潮、引き潮それぞれにおいて通過する水量を求め、また同時に水質を測定し、両者をかけ合わせて一潮汐にわたり総計することにより、物質収支を求めるものである。水収支の求めかたは大きく二種類ある。一つは P 地点より陸側の等高線を正確に描くことにより水位毎の冠水量を求め、水位変化から出入りする水の量を換算する方法である。もう一つは P 地点の流れに垂直な

断面の面積とその点の流速を直接実測し、両者をかけ合わせるにより流量を求める方法である。しかし、Nixon (1980)²⁾が、両者の方法を同一地点で比較検証した観測例をまとめたところ、いずれも、余りよい一致が見られていない。風や潮汐により水面に勾配が生じることなどより、前者の方法はあまり信用されなくなり、もっぱら後者の方法が用いられている。

測定地点は、可能な限り海への出口が狭まったところがとられるが、前浜干潟のように海に大きく開けている場合は、干潟上および沿海上の水域をいくつかの大きなブロックに区切り、ボックスモデルを解くことにより収支を出している（佐々木, 1989³⁾）。

3.3 間隙収支法

間隙収支法は潮間帯の地表面を通過して、表面海水と地下の間隙を行き来する水の量および水質変化から収支を求めるものである。

しかし、直接地表面において通過水量をおさえるのは困難であるので、その評価は主に二つの方法によっている。

一つの方法（I法とする）は、干潮時の地下水の減少量を直接測定する方法である。具体的には

Fig. 3 に示すように、高潮線から低潮線に向かい汀線に直角に設けた測線上に観測井を並べ、最干潮時の地下水面を求める。この地下水面より上の部分（Fig. 1 の B）の間隙水が干潮時に排水される。この B 部分を潮間圏とも呼ぶ（運輸省第五港湾建設局, 1981⁴⁾）。ただし、干潮時にこの部分の間隙水が全て排水されるわけではなく、比較的流動しやすい一部の間隙水が排除されるだけであるので、その割合（Fig. 3 の W_2/V ）を B 部分の体積にかけることにより、実際に排除された水量が求まる。

なお、排除される割合について確定した術語はないが、本稿においては間隙水交換率(exchange porosity)とした。この量は有効間隙率(effective porosity)に類似の概念だが、有効間隙率はその多孔体の下がオープンな状態で、重力により自由に排水される量を指すので、潮間帯のように下に地下水面がある場合は値が異なる。地下水面から地表面までは表面張力により Fig. 4 に示したような含水量分布ができるが、有効間隙率は懸垂水帯(pendicular zone)の気相率に等しく、間隙水交換率は懸垂水帯・毛管水帯(capillary zone)の両方を平均した気相の割合を言う。したがって、1 m

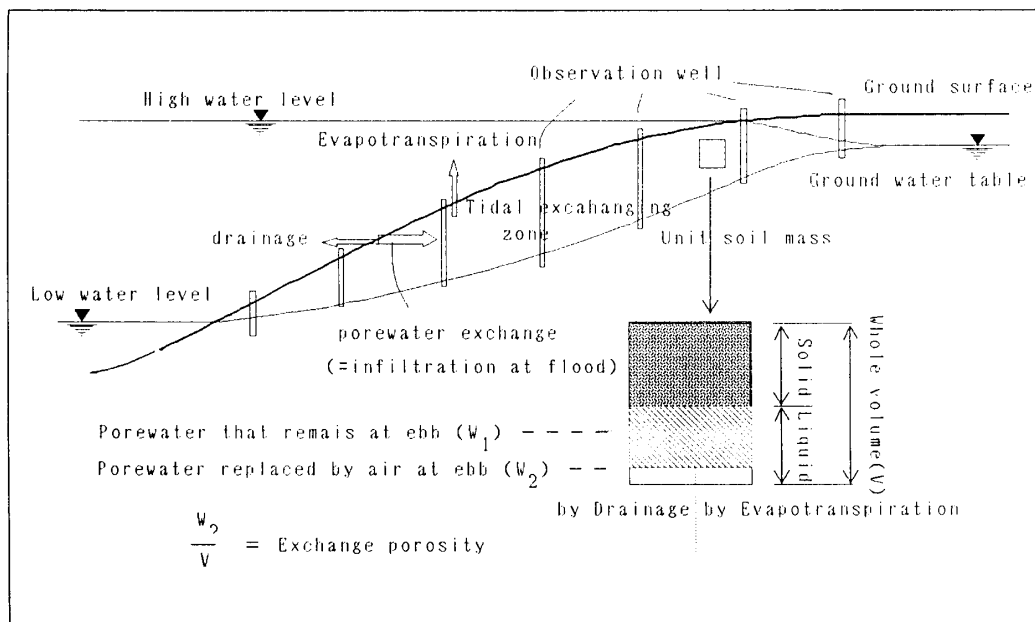


Fig. 3 Measurement of the exchange volume of underground porewater and sea water resulting from the tide.

潮間帯の物質収支と水循環

に達する水位低下が起こり、懸垂水帯が中心となる砂浜においては両者は近い値を示すが、数 cm の水位低下にしかない干潟においては間隙水交換率は有効間隙率よりかなり小さい値になる。この場合、間隙水交換率は大変小さく微妙な値となり測定が難しく、また、室内実験で再現しようとする時はヒステリシスを起こして一定の値を定めにくい。さらに、有効間隙率をもってこの値に変えている文献もあり、この値の見積もりが一つの大きな誤差の要因になっている。

もう一つの方法 (II法とする) は地下水の流速は水面の勾配に比例するというダルシーの法則を用いて、地下水の流動量を求める方法である。ある点 P を通過する地下水の流速はその部分の地下水面の勾配 i にその地層の水通しの良さを示す透水係数 (hydraulic conductivity) k をかけたものに等しい。また、一定断面を通過する流量 Q は、流速 V にその断面積 S をかけたものとなる。したがって、周辺の地下水位、透水係数および透水層の厚さが分かれば、その地点の一定断面を通過する地下水の量が求まる。

アメリカの塩性沼沢においては、主にこの II法を用いて水収支が求められている。塩性沼沢においては Creek Bank の急崖を通して Creek に水が流出するので、その近接井戸の通過水量がほぼ流出量に等しくなり、この方法に合っている。それに対して、干潟や砂浜のように一定の slope が続く所では、流れがそのまま流出するわけではなく、勾配変化により地表面へ浸出した分だけが海への流出量となる。

II法の場合、間隙水交換率の見積もりは不用となるが、一方で透水係数の見積もりが、大きな誤差の要因となる。例えば、現場で井戸のくみ上げ水量と周辺の地下水位低下の関係から測定した場合と、その周辺の土を乱さずに持ち帰り室内においてその試料の上下に一定の水圧差を与えて通過する水量の測定から算出した場合とでは、1桁以上の値の違いが生じることも多い。

I, IIの両方法はいずれも正確な測定が難しいが、仮に正確に値が得られたとしても両者は同じ

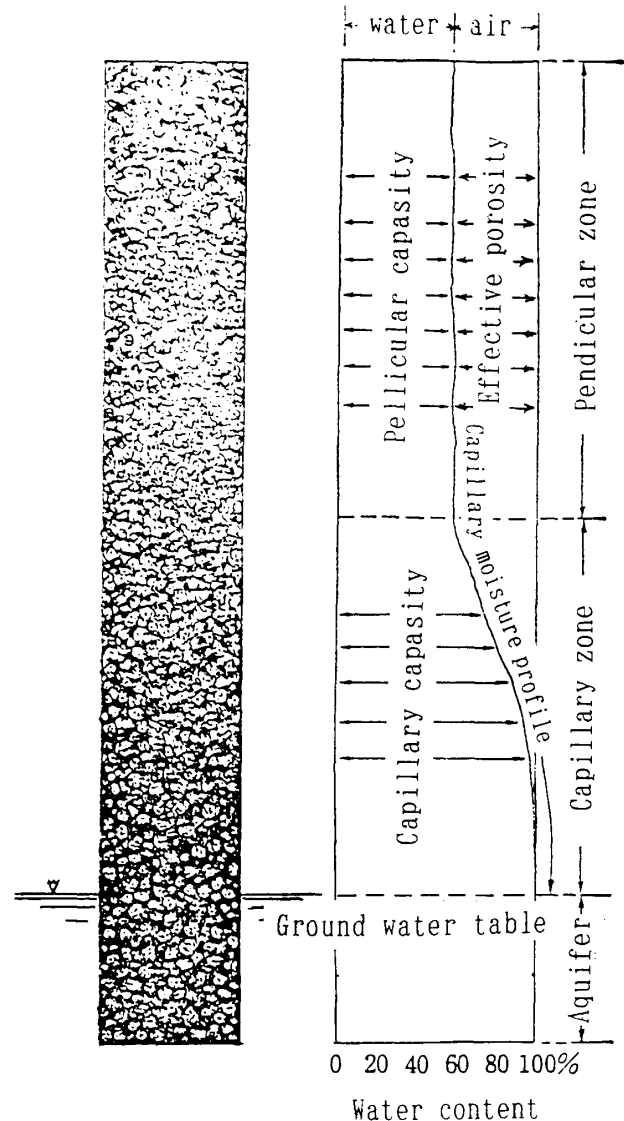


Fig. 4 Vertical distribution of water content above water table "Exchange porosity" is defined in this paper as a ratio of total water exclusion volume at ebttide to the whole volume above water table including both pendicular and capillary zone.

位置付けの値とはならず、その間には蒸発散にあたる違いが見られることになる (Fig. 3)。つまり、I法ではいっさい含めた干潮時の間隙水の減少量を測定していることなるのに対し、II法では地下水の流れによって排出された量しか測定されないことになる。

物質収支は、このようにして得られた水収支に流入水・流出水それぞれの水質をかけて求める。この際、流入水については満ち潮時に汀線附近に

冠水してきた海水を採取するのが一般的だが、流出水については汀線附近にしみだしてくる水を採取する場合と、汀線が通過した直後の地下間隙水を採取する場合がある。砂浜においては、しみだしてくる水を集めることが多いが、干潟においては単に表面を流れている水と地下からのしみだしを区別して採取することは不可能に近く、間隙水を用いる場合が多い。しかし、これらの水質の関係を検討した例はなく、個々の調査の時にそれぞれの思いつきで測定が行われている状況である。なお、今後こういった問題点を解消する上で、II法を発展させ、間隙水の流れとそれに伴う水質変化を全体としてシミュレーションするのも一つの有効な方法であると思われる。この場合、蒸発散量が流出水として計上され水質にかけられることがないのも一つの利点である。

このように間隙収支法、とくに干潟の場合は、かなりな誤差要因があり、比較する際の難点となっている。

4. 潮間帯の水収支

4.1 水収支の量的比較

本節では、潮間帯における、およその水収支の量を示し、また潮間帯のタイプによる比較を行う。なお、水収支の単位として $\text{m}^3/\text{m}/\text{tide}$ を用いるが、これは一つの比較的等質な海岸の水収支を平均して、海岸線幅 1 m あたり何 m^3 の海水が 1 潮汐の間に入出入りしているか、ということを示す単位である。

Table 2 に各タイプの水収支の概要を比較した。しかし、この表はごく大雑把なもので、定性

的な比較に近いと考えていただきたい。また、Table 3 に地下間隙との収支の実測値をまとめた。Table 2 の間隙収支量はこれらの値をもとにしている。一方、地表面上の冠水量については関心が薄く、通常、文献に明示されず、その測定値に水質をかけあわせて得られる物質収支のみが示されることが多い。そこで以下のように推算した。まず砂浜や礫浜については、地形断面図からおおよその値を求めた。ちなみに、潮間帯の幅が 2~30 m、潮位変化 2 m といったところが標準的な姿である。また干潟については、一色干潟における水収支の実測値 ($15 \times 10^6 \text{ m}^3$) を対象区域の海岸線沿いの長さ 6 km で割って 2500 m^2 という値を出した。Fig. 1 の干潟断面は東京湾の小櫃川河口干潟の実測断面図であるが、これから近似的に断面積を求めても 2650 m^2 となり、ほぼ一色干潟での実測値に一致する。両干潟とも測定区域の潮間帯の幅が約 1.5 km で同じことより、同様の地形をなしているのではないかと推測される。

Table 2 を見ると、浜では満潮時の潮間帯への冠水量のうちほぼ 10% が地下へ浸透するのに対し、干潟においてはわずか 0.03% のオーダーであり、干潟の地下浸透の寄与は砂浜に比べて 1/300~500 程度でしかない。しかし、秋山 (1985)²¹⁾ によると、一色干潟での 2 枚貝の濾過水量は平均 $1400 \text{ l}/\text{m}^2/\text{日}$ 、また、懸濁物質の移送能力は $3.3 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{日}$ となっている。潮間帯の幅を 1.5 km とし、海岸線 1 m あたりに直すと、1 潮汐あたり 1000 m^3 もの海水を濾過している計算になる。これは冠水量の半分近く、これを地下間隙との収支と考えると、面積あたりにしても砂浜の 10 倍近

Table 2 Water balances of four types of intertidal area ($\text{m}^3/\text{m}/\text{tide}$)

Coast type	Influent or effluent seepage by tide...a	Surface flooding or ebbing...b	Underground/surface ratio...a/b
Gravelly beach	2.6	25	10%
Sandy beach	1.9	20~30	〃
Tidal flat	0.8 (1,000)	2,500	0.03%
() indicates quantity filtrated by bivalves.			
Salt marsh	—	—	1%

潮間帯の物質収支と水循環

い交換量となる。ただし、これは干潟が砂質か泥質かによって大きく異なるであろう。

ここまで、塩性沼沢を外して議論してきた。塩性沼沢の場合潮汐による水の動きが海岸線と垂直方向には起こらず、Fig. 2に見られるように毛細管状にはりめぐらされたクリークから各部へ供給される。そのため、海岸線1 mあたりの収支量という形で、干潟や砂浜と比較するのは不可能に近い。しかし、試みにクリーク1 mあたりの地下浸透量をそのクリークの断面積と比較することにより、冠水量と地下浸透量のおおよその比率を求めてみる。クリークの幅などの値が文献より得られないため、ある塩性沼沢の平面図より判断してクリークの幅は10 mが標準と仮定し、またいくつかの測定例よりクリーク上の水位変化を1 m程度と考えると、クリーク長1 mあたり10 m³足らずの冠水量ということになる。このうち、片側斜面の間隙への浸透量に対応するのは、そちら側半分

と考えると、約5 m³となる。一方、Table 3より、地下浸透量は0.05 m³/m/tideのレベルなので、比率にすると、約1%のオーダーとなり、干潟と砂浜の間に入る。

4.2 水循環

これらの水収支、とくに地下の間隙水と海水との交換について、水の流れの面から見直す。

Fig. 1(a)に描いたように、浜については地面の傾斜が急なため2 mの潮差がそのまま地下水面に大きな勾配をつくる。その勾配に従って、まとまった量の海水が地下を水平方向に流動する。この勾配変化による浸入水のくさびが、高潮線を越えて、潮上部の地下にまで及び、さらに大きな交換量を生む。

一方、干潟においては地表面の傾斜が緩慢なため、地下水面にもほとんど勾配が生じない (Fig. 1(b))。そのため、間隙水の流動は極めてゆるやかで、干潮時の地下水面の低下量が数 cm のオーダー

Table 3 Tidal exchange of water between sea and the intertidal underground.

	Water exchange (m ³ m ⁻¹ tide ⁻¹)		Tidal amplitude (cm)		Hydraulic conductivity (透水係数) (cm day ⁻¹)	Exchange porosity (間隙水) (交換率)
	Ave.	Spring	Ave.	Spring		
Rhode River, MD (Jordan and Correll, 1985 ¹⁵)	0.03	0.07	30		600	
Carter Creek, VA (Harvey <i>et al.</i> , 1987 ¹⁶)		0.014	80	100	64	
Green Channel, NC (Yelverton and Hackney, 1986 ¹⁷)	0.047				26	
Bread and Hackney, 1986 ¹⁷) (Agosta, 1985 ¹⁸)	(0.23)		120			
Dill Creek, SC (Gardner, 1976 ¹⁹)		0.001			2.9	
Yedobasi sandy beach, JPN		3.00*		210		
Nisikata sandy beach, JPN		1.95*		210		0.2
Sinkatahama gravity beach, JPN		2.58*		210		0.25
Siokawa tidal flat, JPN (5. D. P. C. B.***, 1981 ⁴)		0.85*		210		0.1
Issiki tidal flat, JPN (Matsukawa <i>et al.</i> , 1987 ²⁰)		1000.**				
Obitu tidal flat, JPN (Morimoto, 1990 ⁹)		0.50* 0.04		200	1,152	0.025

* Measured as change of porewater volume (referred as method I in text).

** Filtration by bivalves.

*** The Fifth District Port Construction Bureau (Japan).

Other data are measured as flow out volume of ground water calculated by Darcy's law (method II).

一と大変小さく、広大な面積にもかかわらず海水と間隙水の交換量は浜の場合よりかえって小さくなる。さらに、水位変化が小さい上に、面積が大きいので蒸発散の影響も無視できない(森本, 1990⁹⁾)。また、満潮時には、地下水の流動速度より汀線の前進速度の方が速いため、もっぱら地表面上を冠水してきた海水がその場で下向きに浸透していく、という形をとる。このように、干潟においては間隙水が鉛直方向に移動する傾向が強くなる。

ここで、Table 3 を見ると、泥質の Siokawa(汐川干潟)と砂質の Obitu(小櫃川河口干潟)において交換量に余り違いがない。一方、同じ砂質でも、傾斜の急な砂浜の場合は3~4倍の量になっている。このことは上記の観察とも合致し、間隙水の交換量に支配的な影響を与えるのは、底質の透水性よりは、むしろ地表面の勾配であると推測できる。

このことは、実際干潟に立ってみると、砂質干潟の干潮時においても、地表面がじめじめし、ところどころ水たまりができていことから感じられる。しかし、データについては、干潟については砂質、泥質一つずつしかなく、しかも測定方法が確立していない中で異なる人がばらばらに測定したもので、数値的な根拠は乏しい。したがって、この考えを確かめるには、同一基準での比較調査と数値シミュレーションなどによる理由の検討が必要となる。

次に、塩性沼沢の場合は、クリークバンク付近とその上の湿原の奥まった所で様子が異なり、一方は浜、他方は干潟に類似の両様の性格を持つ。Carter Creek における調査例(Harvey *et al.*, 1987¹⁶⁾)では、クリークバンクから浸入浸出する海水が及ぶ範囲は約15 m でそれ以上クリークから離れると、Hemond and Fifield(1982)¹⁰⁾に記されているように、もっぱら大潮の満潮時の冠水により上から浸透した海水が、蒸発散で失われていくという鉛直方向の動きが中心となっている。また Harvey *et al.*, (1987)¹⁶⁾においては、クリークバンクを通しての水の交換量に与える、土質や地形

など各種因子の影響の大きさがコンピュータの感度解析により調べられているが、空隙率や透水性といった土質的要因よりも、勾配や満潮位と平坦面の高低差などの形状的要因の方が強く影響しているという結果が得られている。

5. 物質収支

現在までの調査例より、潮間帯における海岸線1 m あたりの1潮汐での有機物・栄養塩の除去量を Table 4 にまとめた。栄養塩はすべて全形態の総量である。また、窒素については別に Table 5 に形態別の量を示した。これらの表の第2欄は水域区分法による冠水部・地下部を含めた総収支であり、第3欄は間隙収支法による地下間隙との物質収支である。ただし、砂浜・礫浜については、1時間毎の地下水位と水質の公表データをもとに、筆者が計算して出したものである。また、一定した性格のデータが得られないため、各値によって以下のような相違があり、比較に際しては注意を要する。まず、一色干潟での測定値以外は、すべて潮間帯と海域の間の収支であり、陸水や雨水からの流入の影響は除かれていない。その意味では純粋な潮間帯における生産、除去量ではない。しかし、塩性沼沢においては Great Sippewissett などのいくつかの沼沢以外は陸水流入の影響は無視し得るほど小さいと言われている。そこで、以下の文中ではこれらを区別せず、物質が海域から潮間帯に移動する場合を流入、逆を流出と呼んでいる。また、潮間帯内部での物質変化という立場で考える時は、同じ値をそれぞれ除去、生産と呼ぶことにする。この場合、除去は化学反応による対象物質の消滅や大気への散逸、および生物体などの形での潮間帯内部への固定の両者を含み、生産は丁度その逆になる。次に、測定期間については、塩性沼沢・干潟を含め、アメリカのデータはすべて、月に1~2回の測定を年間に渡って平均したものであるが、日本のデータは夏期の短期間におけるデータである。一色干潟は2週間、その他は大潮時の1潮汐において測定されたデータである。なお、今後、断りのない限り、砂浜・礫浜に

潮間帯の物質収支と水循環

Table 4 Mass balances of intertidal areas (C, N, P).

	Total exchange above & underground gC : N : P/m ² /year	Exchange between sea water & underground pore water gC : N : P/m ² /year	References
Shores			
Sandy shore (Nisikata)		56.5 : 56.4 : 15.7	5th district port const. bureau, 1981 ⁴⁾
Gravelly shore (Sinkatahama)		67.4 : 11.6 : -7.2	〃
Tidal flats			
Sand (Issiki)	: 52.5* : 12.0	: 7.7 : 0.5	Sasaki, 1989 ³⁾
Mud (Siwokawa)		1.5 : 0.2 : 0.0	5th district port const. bureau, 1981 ⁴⁾
〃 (Rhode River)	224 : 37.5 : 3.3		Jordan <i>et al.</i> , 1983 ³⁾
Salt marshes			
Rhode River			Jordan <i>et al.</i> , 1983 ³⁾
high marsh	-57 : -2.8 : 0.6		
low marsh	11 : 0.9 : -0.6	: -1.1 : -1.0	
Carter Creek	-145 : -4.0 : 0.1		Axelrad <i>et al.</i> , 1976 ²²⁾
Ware Creek	-115 : -3.1 : 0.8		Axelrad <i>et al.</i> , 1976 ²²⁾
Gott's Marsh	-7 : -3.7 : -0.3		Heinle & Flemer, 1976 ²³⁾
Great Sippewisset	-34 : -11.0 : -0.3		Valiela & Teal, 1979 ¹¹⁾ ; Valiela <i>et al.</i> , 1978 ²⁴⁾

Negative value indicates export from the intertidal area.

* This is a summer removal, which includes permanent removal of 24.3 gN/m²/year by denitrification and fishing.

Table 5 Nitrogen balances of intertidal areas (Org-N, NH₄, NO₂+NO₃) (gN/m²/year).

	Total exchange above & underground Org-N : NH ₄ : NO ₂ +NO ₃	Exchange between sea water & underground pore water Org-N : NH ₄ : NO ₂ +NO ₃	References
Shores			
Sandy shore (Nisikata)		44.6 : 12.8 : -1.0	5th district port const. bureau, 1981 ⁴⁾
Gravelly shore (Sinkatahama)		9.4 : 0.5 : -0.9	〃
Tidal flats			
Mud (Siwokawa)		0.24 : -0.03 : -0.00	5th district port const. bureau, 1981 ⁴⁾
〃 (Rhode River)	34.7 : 1.1 : 1.8		Jordan <i>et al.</i> , 1983 ³⁾
Salt marshes			
Rhode River			Jordan <i>et al.</i> , 1983 ³⁾
high marsh	-2.6 : -0.1 : -0.1		
low marsh	1.8 : -1.3 : 0.3	-0.3 : -0.9 :	
Carter Creek	-4.6 : 0.3 : 0.3		Axelrad <i>et al.</i> , 1976 ²²⁾
Ware Creek	-2.3 : -2.9 : 2.2		〃
Gott's Marsh	-2.4 : -0.4 : -0.9		Heinle & Flemer, 1976 ²³⁾
Great Sippewisset	-7.4 : -1.9 : -1.7		Valiela & Teal, 1979 ¹¹⁾ ; Valiela <i>et al.</i> , 1978 ²⁴⁾
Colne Point	-3.1 : -0.2 : 3.1		Aziz & Nedfwell, 1986 ²⁵⁾

Negative value indicates export from the intertidal area.

については地下間隙との交換量, 干潟・塩性沼沢に
については水域区分法による総交換量をもとに議論

する。

浜や干潟についてはデータが大変少なく, 一般

的議論がしにくいですが、Table 4 を見ると、窒素については、30~50 gN/m²/tide の除去でかなり安定しており、砂浜も干潟もほぼ同レベルであることがわかる。しかし、礫浜については他に比べ除去量がかなり小さくなっている。一般に窒素は好気部分と嫌気部分が複雑に入り交じった構造をしている方がよく除去されると思われるが、礫間隙は砂浜や干潟に比べ間隙が大きく構造が単純だと想像され、そのことが関与している可能性がある。

次に各元素の除去比率を一般の海洋プランクトンの C:N:P 比の 41:7:1 と比較する。まず、C:N 比については、礫浜の新片浜と泥質干潟の Rhode River については、ほぼ 6:1 でプランクトンでの比率に近いが、西方砂浜については C, N ほぼ同量という特異な値を示している。測定もしくは計算の過程の誤差に起因する部分も大きいと思われるが、実際に砂浜の除去作用の C:N 比が小さいかどうかを知るには、より多くの調査が必要となる。一方、N:P 比については、日本の砂浜および干潟での値は約 4:1 と小さいが、Rhode River では 10:1 と大きく、礫浜においては P が流出している。潮間帯は周期的水位変化のため、海水が砂泥と接触する機会が大きい割に好気的部分が大きく、リンが吸着しやすいのかもしれない。ところで、運輸省第五港湾建設局 (1981)⁴⁾ に礫浜の水収支に関して「間隙が太いために、懸濁微粒子が礫堆積の奥にまで輸送されて、間隙内で沈積して、礫層内に不透水層を形成しているものと推測される」と書かれているが、泥質の Rhode River においても除去量が小さいこととも考え合わせると、泥分のあり方と関係があるかもしれない。全般に Table 4 の中では、礫浜の N と P が他に比べ明らかに特異な値を示しているが、砂浜や干潟に比べ、礫間隙での微生物や生物の調査報告というのはほとんど見られず、メカニズムの推定が難しい。また、この測定例は人工礫浜であるが、富山周辺や大井川河口に見られる自然の礫浜は異なる様子を示すかもしれない。ところで、水収支については構成素材の差より地形的要因の影響の方が強く現れたが、物質収支、とくに N と P につ

ては、地形的に似ている砂浜と礫浜よりも、むしろ砂浜と干潟の方が近い値を示しており、構成素材の影響が大きいと思われる。

他方、塩性沼沢については、C についてはっきりとした生産傾向を示す。N, P については、N は生産、P は除去、という一応の傾向は見られるが、量的に少なく、周辺海域に対する影響は小さいと思われる。この点、Spartina などの植性が密生し、一次生産の高い塩性沼沢と、貝類などの動物を中心とした干潟や砂浜の違いが、データ上はっきり現れていると言える。なお、Great Sippewisset Marsh は、はっきりした N の流出が見られるが、ここは地下水から排水に由来する DON, DOC の流入が見られ、そのため海域に対して負荷となっているので、沼沢において発生しているわけではない (Valiela and Teal, 1979¹¹⁾)。

次に、N の各成分について見ると (Table 5)、干潟は各成分とも除去しているのに対し、砂浜の場合 NH₄ は除去しているが NO₃ はむしろ生産している。これは、硝化作用が働いていることを示し、砂浜地下の酸化的環境を反映していると言える。しかし、浜や干潟においては、いずれも有機態 N が無機成分に比べはるかに大きい除去量を示す。したがって、生体へのとり込み、および有機体 N の分解とほぼ等量の脱窒が主な過程で、上記の無機成分はその通過過程とも考えられる。

一方、塩性沼沢においては、有機態 N も生産傾向にある。ただし、量的には小さく無機態 N と大きなレベル差はない。この点、有機物の消長が盛んな夏期のみ測定と、一時的な消長は相殺される年間の測定の違いも影響していると思われる。しかし、周年測定されている Rhode River 河口の干潟部での値も有機態 N のはっきりした除去を示していることより、むしろ、干潟と塩性沼沢の性格的違いに由来するところが大きいと思われる。

ここで、水収支の時のように各汀線形態別に地上部と地下部における物質変化量の違いを比較したいが、両方測定された所はほとんどなく、また、水収支のように地形などから推定することも出来

潮間帯の物質収支と水循環

ない。まず、浜においては、地上部は全く考えられておらず、測定例が皆無である。おそらく地下部が中心とは思われるが、データがない以上推測の域を出ない。次に、干潟については、汐川で測定された地下部のデータを他のデータと比較すると、地下間隙とのやり取りによるものは少ない。しかし、一色干潟での2枚貝による海水濾過の大きさを考えると、干潟においては生物の能動的な海水交換に伴う地下部での物質代謝が浄化の主役になっていると思われる。佐々木(1989)³⁾は付着藻類による生産とベントス類による分解といった、底質中生物の働きが干潟の窒素循環に圧倒的に大きい役割を果たしているとして述べている。

塩性沼沢においては、一ヶ所だけであるが、意図的に地上部と地下部の影響を比較する調査を行っている。Rhode Riverのlow marshにおける溶存態のみの測定であるが、これを見ると、地下部はすべて流出になっているものの、地上部を含めた総量とオーダー的には近く、地上部地下部いずれにも集中的にかたよらず、それぞれ一定の役割を果たしつつ、複合的な系をなしていることがわかる(Jordan and Correll, 1985¹⁵⁾)。

6. まとめと今後の方向性について

これまで、個別的にいくつかの測定例は見られるものの、多様な形態を通して総合的に比較されることの少なかった潮間帯の物質収支についてまとめてみた。

収支データから見る限り、植性におおわれた塩性沼沢は有機物の生産が多いが、栄養塩に関しては増減なくほぼ中立的である。一方、干潟や砂浜は有機物・栄養塩ともに、はっきりした除去の傾向を示し、水域浄化の効果は高いと思われる。また、干潟と砂浜は面積当たりになると、ほぼ同レベルの除去効果が見込まれる。ただし、これらはあくまで、物質の増減量のみから比較したもので、例えば、生命のない枯死体や溶存態の有機物が、貝やカニや藻といった生きた形に変化することなども含めて考えると、干潟や塩性沼沢には砂浜にない働きがあると言えよう。

私は、今後の潮間帯の物質収支研究に対する三つのアプローチを提案したい。

一つは、季節や場所を変えて収支データを積み重ねることである。これまで見たところでも浄化能力が注目される浜や干潟であるが、同様の形態の砂浜と礫浜の間でも物質収支上のはっきりした違いが見られ、今後人工海浜の建設や海岸の保全を考えていく上で十分考慮して行く必要があると思われる。しかし、データが余りにも少なく、これらがどこまで、一般化できるかどうかわからない上、C, N, Pの挙動の差などデータの解釈にも難しい面がある。その意味で、様々に異なる場所で収支データがより多く取られることが望ましいが、その際、①異なった場所でも相互に比較できるような、共通の調査手法やデータの取り方を工夫する。②C, N, Pの各形態のデータをまとめてとり、データの解釈と信頼性の検討に供する。③なるべく測定しやすい地点を選び、1回の調査ではなく、年間を通したデータを得るようにする。といった方向での努力と配慮が望ましい。とくに③については、日本での現状は、すべて夏期の一時点において測定されたデータであるが、夏期における生物体への一時的な吸収と脱窒や漁獲による除去は、汚染の経年的変化に影響を与えるかどうかという点で、全く意味合いが異なってくるので、それらを区別した形での情報が必要と思われる。また、秋の再放出の過程に関するデータもほとんど見られない。

第二に、地上部と地下部、上部潮間帯と下部潮間帯など、一つの潮間帯の中でそれぞれの部分を区別して収支を取り、各部の果たす役割を知ると共に、全体として物質が空間的にどのように循環しつつ変化しているかを知る。この点は、浄化のメカニズムを知る上で重要であると同時に、新しい建設や保全の設計上も有用な情報となると思われるが、現状では余り調査例を見ない。ただし、アメリカの塩性沼沢においては近年こういったアプローチが取られることが増えているようである(Jordan and Correll, 1985¹⁵⁾; Wolaver *et al.*, 1980²⁶⁾; *etc.*)。

第三に、従来から生態学において一般的に行われてきた、項目(生物種など)別に、物質やエネルギーの流れを追う方法がある。この点、全窒素については佐々木(1989)³⁾が一色干潟の物質循環に関して詳細に検討している。この結果のうち、途中の循環過程はすべて省いて、最終的な外部とのやり取りに關与する部分を、塩性沼沢におけるNixon(1980)²⁾やValiela and Teal(1979)¹¹⁾の調査結果と比較して、Table 6に示した。一色干潟の収支は、脱窒による20 gN/m²/yearの除去と潮干狩などの漁獲や鳥の採餌による8 gN/m²/yearの除去に集約される。その点、潮干狩などの習慣がなく、脱窒(14 gN/m²/year)と窒素固定(7 gN/m²/year)という相殺的な働きが中心となる塩性沼沢とはっきりした性格の相違を見せている。

一方、途中での循環量については、全窒素についてかなり詳細な循環図(佐々木, 1989³⁾, Fig. 14)が描かれている。しかし、この図は一つの収支がとれた定常状態を表しており、海藻類、マクロベントスなど一つ一つの要素において流入出が一致

して中立的になってしまっているため、浄化のあり方を捉えるのは難しい。調査は困難であるが、時間の経過に従っての物質の動きを示すことがこの方向での今後の課題となろう。例えば、潮が満ちてきたとき、そこに含まれる栄養を、まず、何が摂取し、それが、いつ頃どこに排泄されたり捕食されたりし、また、潮が引くときにはどうなのか、さらに、昼夜における違いや季節による違いなど、さまざまな意味で時間に関連づけて調べていくことが、重要である。

なお、以上のように得られた現場データを解釈する上で、シミュレーションモデルの利用は有効で、とくに第二点については必須とも言える。また、第三点をモデルに組み入れるのは相当な困難が予想されるが、うまくいけば、各項目の相互の結びつきがよりダイナミックな形で理解されるであろう。

大きくまとめると、今までは全体をワンボックスとした研究、および、生物を単位とした研究が多かったが、今後とくに環境への影響ということ

Table 6 Organic carbon and nutrients budget, gC, N or P/m²/yr, at the intertidal zone classified by causing factor. (Nixon, 1980²⁾; Valiela and Teal, 1979¹⁰⁾; Sasaki, 1989³⁾)

	Nixon			Valiela	Sasaki
	C	N	P	N	N
Exchange with outside (sum)	-150	+10~+30	+1.7	+2.4	+27
Precipitation		+0.3	+0.01	+0.8	+95
Land runoff		~+0.8	~+0.1	+12.6	
Tidal exchange dissolved	-200	+8~+25	-0.7	-8.0	-68
particulate	+50	+2~+4	+2.3	-3.0	
Change at intertidal zone (sum)	+150	-10~-30	-1.7	-10.6	-28
Sedimentation	-150	-5~-20	-1.7	-2.7	
Production/N ₂ fixation	+500	+5~+25		+6.8	
Decomposition/denitrification	-200	-10~-35		-14.3	-20
sum	+150	-10~-30		-10.2	-20
Feeding/excretion of birds				+0.2	
Shellfish/seaweed harvest				-0.2	-8
Others (eg. Volatilisation of NH ₃)				-0.4	
sum				-0.4	-8
Total balance	0	0	0	-8.2	-1

Negative value indicates export from the intertidal area.

Data inside the dashed boxes were calculated to obtain each total balances of zero.

潮間帯の物質収支と水循環

を考える場合は、時間と空間というものをより強く意識した研究が重要になる。

参 考 文 献

- 1) 秋山章夫・松田道生 (1974): 干潟の生物観察ハンドブック-干潟の生態学入門. 東洋館出版, 335pp.
- 2) Nixon, S. W. (1980): Between coastal marshes and coastal waters - a review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. p. 437-525. In, *Estuarine and Wetland Processes*, eds. P. Hamilton and K. B. McDonald, Plenum Press, New York.
- 3) 佐々木克之 (1989): 干潟域の物質循環. 沿岸海洋研究ノート, **26**, 172-190.
- 4) 運輸省第五港湾建設局 (1981): 砂浜の海水浄化作用 (養浜工計画基礎調査報告書総集編).
- 5) 荒巻 孚 (1972): 生きている渚. 三省堂, 336pp.
- 6) Ricketts, E. F., J. Calvin and J. W. Hedgpeth (1939): *Between Pacific Tides*. Stanford University Press, California, 652pp.
- 7) Brown, A. C. and A. McLachlan (1990): *Ecology of Sandy Shores*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 328pp.
- 8) Frey, R. W. and P. B. Basan (1978): Coastal salt marshes. p. 225 - 301. In, *Coastal Sedimentary Environments*, ed. R. A. Davis, Jr., Springer - Verlag, New York.
- 9) 森本研吾 (1990): 小櫃川河口干潟前浜部における地下間隙水の動き. 公害, **25**, 21-32.
- 10) Hemond, H. F. and J. L. Fifield (1982): Subsurface flow in a salt marsh peat: a model and field study. *Limnol. Oceanogr.*, **27**, 126-136.
- 11) Valiela, I. and J. M. Teal (1979): The nitrogen budget of a salt marsh ecosystem. *Nature*, **280**, 652-656.
- 12) 北林興二・林 正康・鷺見栄一・松尾 信・森本研吾 (1990): 汀線環境の構造とその浄化機能の評価手法に関する研究. 「平成2年度, 海洋・湖沼の汚染防止に関する総合研究」総合研究プロジェクト別環境保全研究成果集 (環境庁), 1-14.
- 13) 八幡敏雄 (1975): 土壌の物理. 東京大学出版会, 181pp.
- 14) Jordan, T. E., D. L. Correll and D. F. Whigham (1983): Nutrient flux in the Rhode River: tidal exchange of nutrients by brackish marshes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **17**, 651-667.
- 15) Jordan, T. E. and D. L. Correll (1985): Nutrient chemistry and hydrology of interstitial water in brackish tidal marshes of Chesapeake Bay. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **21**, 45-55.
- 16) Harvey, J. W., P. F. Germann and W. E. Odum (1987): Geomorphological control of subsurface hydrology in the creekbank zone of tidal marshes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **25**, 677-691.
- 17) Yelverton, G. F. and C. T. Hackney (1986): Flux of dissolved organic carbon and porewater through the substrate of a *Spartina alterniflora* marsh in North Carolina. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **22**, 255-267.
- 18) Agosta, K (1985): The effect of tidally induced changes in the creekbank water table on pore water chemistry. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **21**, 389-400.
- 19) Gardner, L. R. (1976): Exchange of nutrients and trace metals between marsh sediments and estuarine waters - a field study. No. 63, *Water Resources Research Institute*, Clemson University, Clemson, South Carolina.
- 20) Matsukawa, Y., Y. Sato and K. Sasaki (1987): Benthic flux of nutrient salts on an intertidal flat. *Nippon Suisan Gakkaishi.*, **53**, 935-989.
- 21) 秋山章男 (1985): 底生動物の挙動と食物連鎖. p. 99-104. 「潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究」昭和59年度成果報告集 (東海水研・南西水研).
- 22) Axelrad, D. M., K. A. Moore and M. E. Bender (1976): Nitrogen, Phosphorus and Carbon Flux in Chesapeake Bay Marshes. *Virginia Water Resour. Res. Center Bull.* 79, 182pp.
- 23) Heinle, D. R. and D. A. Flemer (1976): Flows of materials between poorly flooded tidal marshes and an estuary. *Marine Biology*, **35**, 359-373.
- 24) Valiela, I., J. M. Teal, S. Volkmann, D. Shafer and E. J. Carpenter (1978): Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: tidal exchange and inputs by precipitation and ground water. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 798-812.
- 25) Aziz, S. A. b Abd. and D. B. Nedwell (1986): The nitrogen cycle of an east coast, U. K. saltmarsh: II. nitrogen fixation, nitrification, denitrification, tidal exchange. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **22**, 689-704.
- 26) Wolaver, T. G., R. L. Wetzel, J. C. Zieman and K. L. Webb (1980): Nutrient interactions between salt marsh, mudflats, and estuarine water. p. 123-133. In, *Estuarine Perspectives*, ed. V. S. Kennedy, Academic Press, New York.