土木学会論文集 No. 712／II-60, 175-186, 2002. 8

マングローブ水域における小潮期の有機物・栄養塩輸送 ー地下浸透流に着目してー

赤松良久[1]・池田駿介[2]・中嶋洋平[3]・戸田祐嗣[4]

[1]学生会員　修士(工)　東京工業大学大学院　理工学研究科土木工学専攻
[2]フェロー会員　工博　東京工業大学大学院教授　理工学研究科土木工学専攻
[3]学生会員　学士(工)　東京工業大学大学院　理工学研究科土木工学専攻
[4]正会員　学士(工)　東京工業大学大学院助手　理工学研究科土木工学専攻
(〒152-8552 東京都目黒区大岡山2-12-1)

マングローブ水域における小潮期の有機物・栄養塩輸送に着目し，沖縄県石垣島名蔵川河口域において河川内の流れ，水質，底質およびマングローブ林内の植生，土壌環境，地下水位と多岐にわたる計測を行った．観測データと地下浸透流の流速場の再現計算によって，引き潮時のマングローブ林内の地下浸透流による溶存態リンおよび有機炭素の流出フラックスを見積もった．その結果，地下浸透流による溶存態リンおよび有機炭素の流出は引き潮時の河川内での溶存態リンおよび有機炭素の増加に寄与しており，小潮期には地下浸透流がマングローブ林内から沿岸域への溶存態リンおよび有機炭素の供給に大きな役割を果たしていることがわかった．

Key Words : *mangrove, organic materials, nutrients, tidal transport, groundwater flow*

1. はじめに

熱帯亜熱帯地域の河口域に見られるマングローブ水域は河川，沿岸，マングローブ樹林帯から成る複雑な水域である．マングローブ水域では図-1に示すように生物活動，地形，河川・海水流動が相互に影響しあっており，そのバランスの中で豊かな生態系を形成している．また，マングローブ水域は沿岸域への栄養の供給源および沿岸域の水生生物の保育場としての重要性が高い．東南アジア諸国のマングローブ水域からもたらされる栄養分は黒潮に乗って我が国周辺に到着し，世界有数の漁業を作り上げており，その恩恵ははかり知れない．しかし，ここ50年で東南アジアのマングローブ林は半減している．したがって，マングローブの保護育成のためにも，マングローブ水域の生態系の深くかつ広範囲にわたる理解が必要になっている．

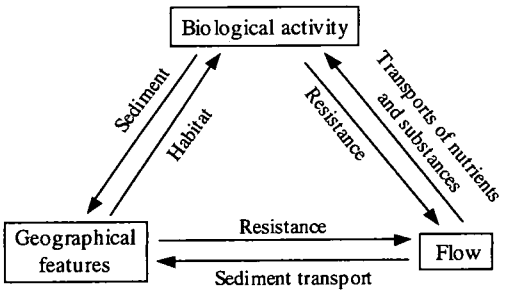

図-1　マングローブ水域における生物活動，地形，河川・海水流動の相互作用

既存のマングローブに関する研究は大略して二つに分けられる．一つは生物学や林学の分野で行われているマングローブ群落の植物社会学的な分類[1),2)]やマングローブ植物の生理[3)]に関する研究である．もう一つはマングローブ水域でのエスチュアリー流動に関する研究であり，数値実験を中心にマングローブ水域での流動構造の解明がなされてきた[4),5)]．しかし，これらの研究はマングローブ生態系の仕組みを理解す

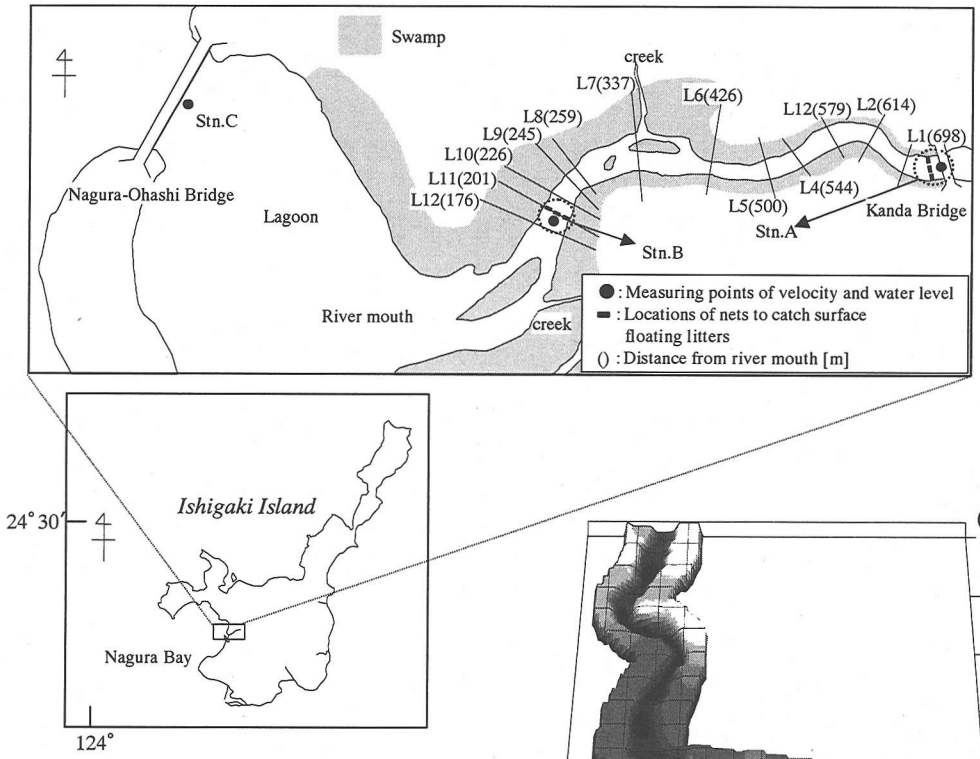

図-2　観測地地図および観測地点

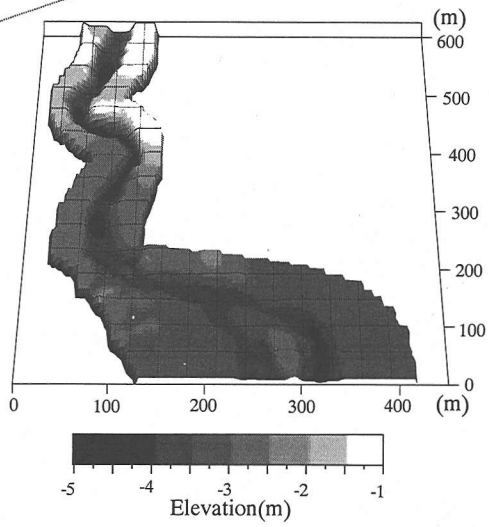

図-3　観測対象域の地形コンター
（那覇港の平均海面を原点とする）

るには至っておらず，マングローブ生態系を支える物質循環に関する検討が必要とされている．

Boto・Bunt[6]，Twilley[7]，Woodroffe[8]は生物・化学的立場からマングローブ水域と外海の間での有機物，栄養塩の収支を調査しているが，潮汐による有機物，栄養塩の物質循環機構の検討までには至っていない．

これに対して，赤松ら[9]は潮汐による物質循環に着目して，大潮期のマングローブ水域の有機物・栄養塩輸送に関して現地観測を行い，マングローブ林内に海水が氾濫する大潮期には多量の有機物・栄養塩が溶存態および粒子態として沿岸域に供給されていることを示した．そこで，本研究ではマングローブ林内に海水がほとんど氾濫しない小潮期における沿岸域への有機物・栄養塩の輸送に関して，特にマングローブ林内の地下浸透流に着目して研究を行った．

2．観測概要

(1) 観測地概要

沖縄県石垣島南西部に位置する名蔵川の河口部には名蔵川アンパルと呼ばれる広い干潟が存在し，その東側に河岸に沿って約16ha[10]にわたるマングローブ群落が広がっている（図-2）．名蔵川河口域のマングローブ群落は比較的長い区間にわたり河岸に沿って整然と生育しており，河川とマングローブ林の間の物質の交換が重要となるマングローブ生態系の把握に適した観測地であると考えられる．マングローブ群落は干潮時に底泥が露出する樹林帯（スオンプ）と，そのスオンプの間を縫って流れが往復する小水路（クリーク）によって構成されている．観測は河口に位置する名蔵大橋から，その約1km上流側に位置する神田橋までのマングローブ群落を含んだ区間を対象として行った．観測対象域の地形コンターを図-3に示す．クリークのような微地形を捉えることはできなかったため，大きいクリークについては位置のみを図-2に示した．観測対象域のマングローブ群落はヤエヤマヒルギ，オヒルギが優先種であった．図-2中のL8～L12間の右岸および左岸のスオンプに生育するマングローブ林の成立木本数，

表-2　観測項目

	Items	Date	Method
Water qualities in main channel	SM,PO_4-P,T-P,T-N,DOC NH_4-N,NO_2-N,NO_3-N DOC	12/21 10:00～23:00	SM : Filtration Nutrients : Colorimetric method DOC : TOC-control
Groundwater qualities	PO_4-P,NH_4-N NO_2-N,NO_3-N,ORP	12/21 10:00～23:00	Groundwater sampler
Soil	Sediment size distribution T-N,T-P,T-C		Size distribution : Sieve test Nutrients : Colorimetric method
Flow	Velocity Water level Groundwater level	12/21 9:00～24:00	Velocity : Electromagnetic velocimetry Water level : Water level meter Groundwater level : Water level meter

表-1　マングローブ林の特性値

		Rightbank	Left bank
Number of trees (no./ha)		6320	2133
Mean BDH (cm)		22.8	32.1
Litter fall rate (kg/ha/day)	summer	15	16.5
	winter	11.1	12.4

平均胸高直径，夏季と冬季のリターフォール量を表-1に示す．

(2) 観測方法

現地観測では河川内においては流れ・水質・底質の計測を行い，マングローブ林内では植生・土壌環境・地下水位と多岐にわたる計測を行った．観測項目一覧を表-2に示す．

まず，水質を把握するために2000/12/21 10:00～23:00にかけて河川内のStn.A，Stn.Bにおいて2時間ごとに採水を行なった．また，河川内に幅2mの網(孔径7mm)を各ラインに3個設置し，網にトラップされるリターを2時間ごとに採取した．さらに，採水と同時にStn.A，Stn.Bにおいて電磁流速計（COMPACT-EM,ACM16M，(株) アレック電子）および水位計（D-Diver，(株) 大起理化工業）を設置し，流速および水位の測定を行った．

ついで，地下水中の栄養塩濃度およびそれらが河川内へ与える影響を把握するため，スオンプ内における地下水の採取および地下水位の測定を河川水の採取と同時に行なった．地下水の採取および地下水位の測定はL11上に図-4に示すような合計8つの観測井戸（右岸：WR1～WR4，左岸：WL1～WL4）を設けて行った．地下水の採取はWR1，WL1の鉛直下方向に表層から2.5，25，50，100，150cmの5点（図-4）とし，先端が多孔質素材となっている棒(ミズトール，(株) 大起理化工業)を採取する深さに設置し，減圧吸引する方法で行なった．採取した地下水については，その場でORPメーター（IRX-90，(株) 東興科学研究所）を用いて酸化還元電位

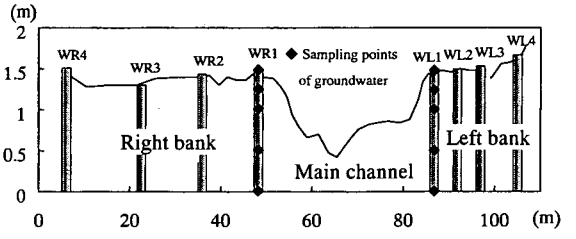

図-4　L11上に設けられた観測井戸

(ORP) を測定した．地下水位の測定はWR1～WR4およびWL1～WL4において1時間ごとに行い，また，WR1，WR4，WL1，WL4においては水位計を設置し，地下水位の連続計測も行った．

さらに，スオンプ内および河川内のL1～L12上の約70地点において表層底質を採取した(スオンプ内：表層1cm，河川内：表層3cm)．

採水した水および採取した底質は冷蔵して直ちに空輸し，東京工業大学の研究室で分析を行った．河川水については栄養塩濃度（PO_4-P,T-P,NH_4-N,NO_3-N,NO_2-N,T-N：表記法は付録参照)，溶存態有機炭素濃度（以下，DOC濃度)について分析を行い，地下水については溶存態栄養塩（PO_4-P,NH_4-N,NO_3-N,NO_2-N)，DOC濃度について分析を行った．栄養塩濃度は，分光光度計（U-2010，(株) HITACHI)を用いた比色法で定量化し，DOC濃度はサンプルをろ過した後に，TOC-Control（TOC5000A，(株) 島津製作所）を用いて測定した．また，底質に関しては炭素含有量，窒素含有量，リン含有量および粒度分布の測定を行った．炭素含有量に関してはTOC-Controlを用い，窒素・リン含有量に関しては分光光度計を用いた比色法で定量化した．

3．観測結果

(1) 河川中の有機物・栄養塩特性

a) 水位変動および流速

2000/12/21 9:00～24:00のStn.Bにおける水位

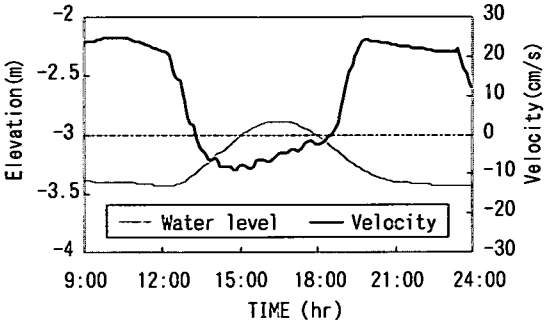

図-5 Stn.Bにおける水位変動および下流方向の流速の潮汐変化(那覇港の平均海面を原点とする)

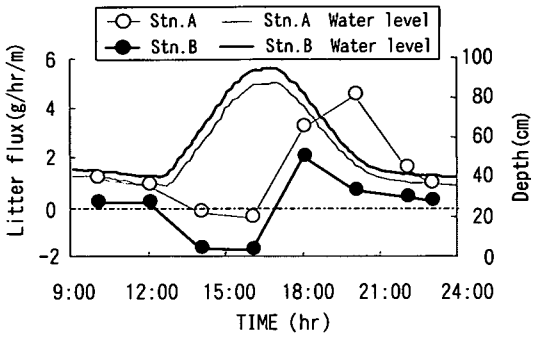

図-6 Stn.A, Stn.Bにおける水深変化および河川内を浮遊するリターフラックスの潮汐による変化

変化および下流方向を正とする流速の潮汐による変化を図-5に示す．流速は河川中央部の河床から約30cmの位置で測定した．小潮であったため，満潮時と干潮時の水位差は小さく50cm程度であった．また，潮位差が小さく，河川の下流方向への流れの影響を強く受けるため，上げ潮時に比べ下げ潮時の方が流速が2倍程度大きくなっている．

b) 潮汐に伴うリターの輸送

2000/12/21 10:00～23:00のStn.AおよびStn.Bに設置した3つの網を通過するリターのフラックスを算出し，その平均値の潮汐による変化を図-6に示す．符号はともに下流方向を正としてある．2000年夏季の大潮期に測定した河川内を浮遊するリターのフラックス量は満潮時に最大約150(g/hr/m)であり[4]，今回の結果と比較すると小潮期の河川内を浮遊するリターのフラックスは非常に少ない結果となった．スオンプ内のリターフォール量は冬季でも夏季の約70～80%であり（表-1），水域内に存在するリターの絶対量が減少したとは考えにくい．小潮期にはスオンプ内への海水の氾濫がほとんどないことからスオンプからのリターの流出が少なく，河川内を浮遊するリターは非常に少量であったと考え

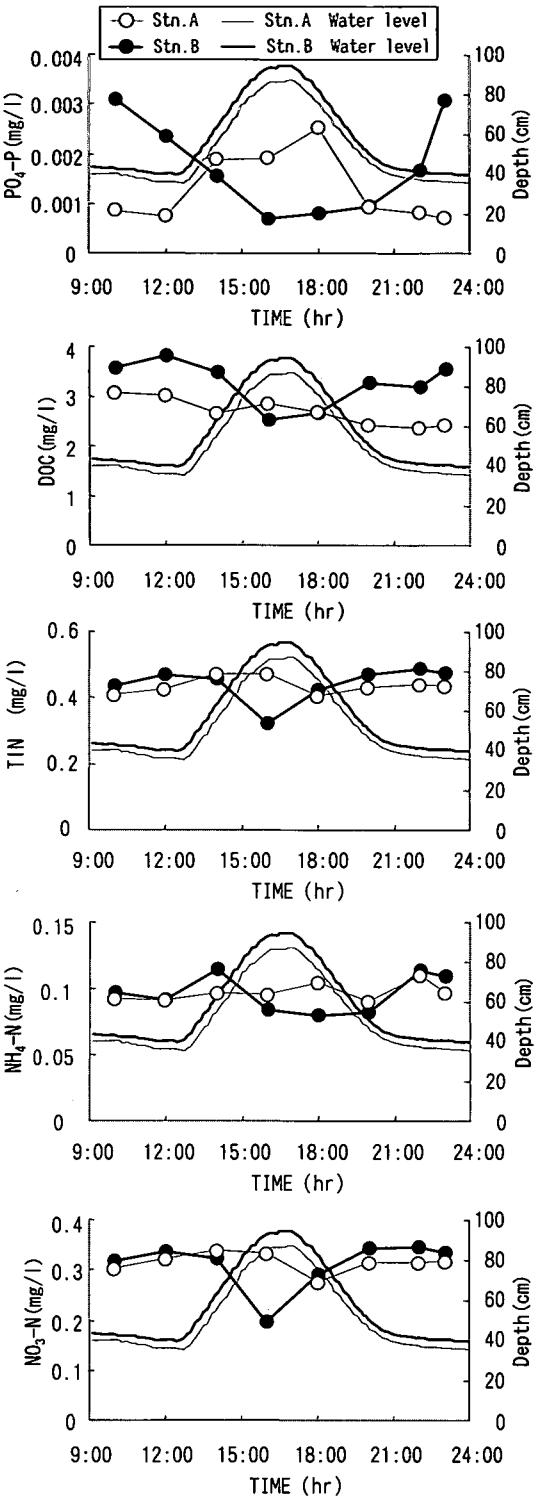

図-7 Stn.A, Stn.Bにおける水深変化および溶存態有機物，栄養塩の潮汐による変化

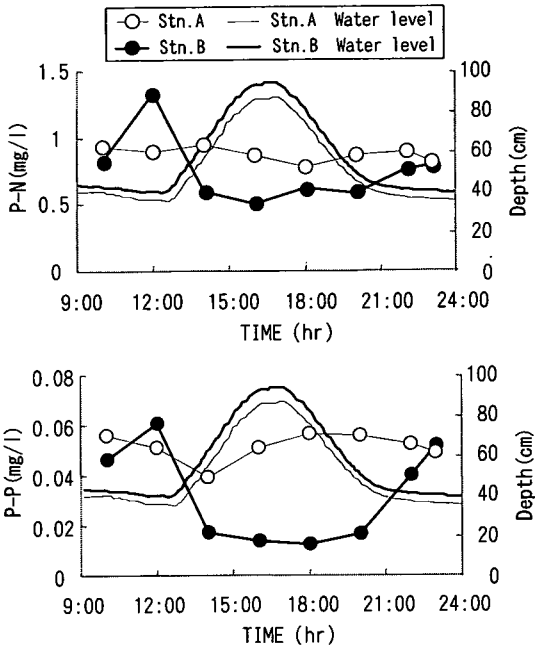

図-8 Stn.A, Stn.Bにおける水深変化および粒子態栄養塩の潮汐による変化

られる．

c） 溶存態栄養塩，有機物の濃度変化

図-7にStn.A，Stn.Bにおける2000/12/21 10:00～23:00にかけての水深変化および溶存態栄養塩濃度（NO_3-N,NH_4-N,PO_4-P,TIN），溶存態有機物濃度（DOC）の潮汐による変化を示す．ここで，TINは全無機態窒素であり，NH_4-N,NO_3-N,NO_2-Nを足しあわせたものである．NH_4-NおよびNO$_3$-N濃度は，干潮時にはStn.AとStn.Bで大きな差がないのに対して，満潮時にはマングローブ水域下端に位置するStn.Bで減少している．これは溶存態窒素濃度の低い海水が満潮時に河川内に流入したためであると考えられる．PO_4-P，DOCに関しては干潮時にマングローブ域下端に位置するStn.Bでその濃度が増加し，上流側のStn.Aより高くなっている．濃度の増加する干潮時には水位変動が小さく河川内の流れに大きな変化がないことから，この濃度変化は移流や分散によるものとは考えにくい．したがって，干潮時のStn.Bでの濃度の増加はStn.AとStn.Bの間のスオンプ内から高濃度のPO_4-PとDOCを含む水塊が流入したことによるものと考えられる．また，満潮時に上流側のStn.AでのPO_4-P濃度の増加がみられるが，この原因は明らかではなく，今後の検討が必要である．

d） 粒子態栄養塩，有機物の濃度変化

図-8に2000/12/21 10:00～23:00間のStn.A，Stn.Bでの水深変化および粒子態窒素濃度（P-N:T-NからNH$_4$-N,NO$_3$-N，NO$_2$-Nを差し引いたもの），粒子態リン濃度(P-P：T-PからPO$_4$-P濃度を差し引いたもの)の潮汐による変化を示す．Stn.AとStn.Bを比較すると，P-N，P-Pともに上流側のStn.Aでは大きな濃度変化が見られなかったのに対して，マングローブ水域下端に位置するStn.Bでは満潮時に濃度の低い海水の流入による濃度の低下が見られる．また，図-7と図-8を比較すると，PO_4-P濃度に比べてP-Pの濃度は10～20倍高く，リンは主に粒子態として存在していることがわかる．それに対して，TIN濃度に比べてP-N濃度は1.2～2倍であった．これらのことより，河川水中の栄養塩は物質の種類により存在形態が異なっていることがわかる．

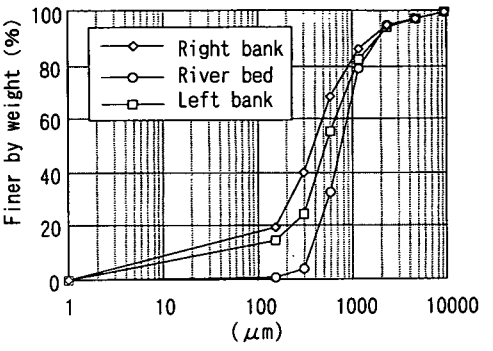

図-9 表層土壌の粒度分布

(2) スオンプ内の土壌特性

a） 土壌の特性

I） 粒度分布

L11上における右岸，左岸，河川内の代表的な点での表層土壌の重量加積百分率を図-9に，その各粒径区分（～420μm:細砂，420μm～2000μm:粗砂，2000μm～：細礫）ごとの含有率を表-3に示す．図-9より，右岸側のスオンプが最も多くの細粒を含み，続いて左岸側のスオンプ，そして河川内の順となっている．河川内では流体による底面せん断力が大きいため，細い土粒子が流れてしまい，細砂以下の含有率がスオンプ内に比べて小さくなっている．L11上での横断方向の勾配が右岸では約1/1260であるのに対して，左岸では約1/120であり，左岸の勾配のほうが大きい．この勾配の相違により，満潮時に氾濫した海水の流出に伴う細粒分の流出量が，右岸に比べ左岸の方が多かったと考えられる．また，左岸は植生の密度が小さく，比較的大きなクリークが形成されていたため，クリークを通して細粒分がスオンプから流出し易

表-3　粒径区分ごとの含有率

	～420. m	420. m～2000. m	2000. m～
Right bank	51.3	40.9	7.8
River bed	15.2	74.8	10.0
Left bank	36.6	54.2	9.2

表-4　土壌中の栄養分含有率（%）

	Right bank	River bed	Left bank
Carbon	1.7	0.12	0.32
Nitrogen	0.062	0.0047	0.019
Phosphorus	0.0038	0.00071	0.0016

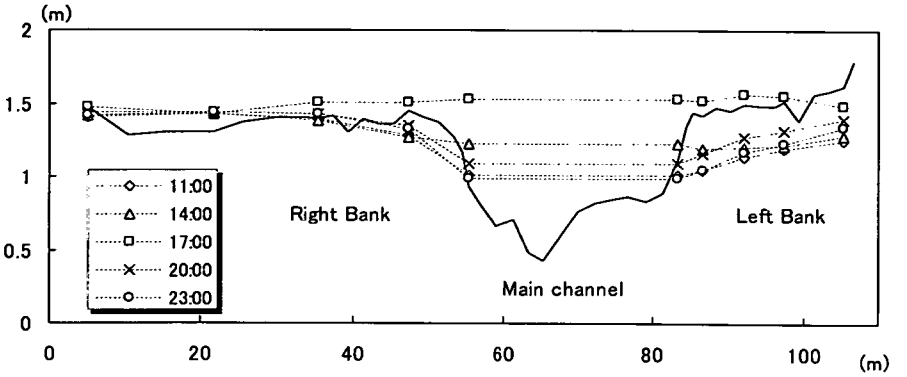

図-10　スオンプ内の水位変動（地下水状態も含む）

かったと考えられる．

II）栄養分含有量

採取した表層土壌に含まれる窒素，リン，炭素の単位乾燥重量あたりの含有率（%）をL8～L12の右岸スオンプ，河床，左岸スオンプごとに平均した値を表-4に示す．表-4より，河川内よりもスオンプ内に多くの炭素，窒素，リンが含まれており，特に右岸のスオンプに多いことがわかる．スオンプ内でのリターフォール量は右岸と左岸で大きな差がないにもかかわらず（表-1），右岸スオンプには左岸の2～6倍もの栄養分が含まれていた．これは，スオンプ内の表層土壌中の栄養分の多くは細粒分として存在することから[9]，左岸側のスオンプでは細粒分の流出とともに栄養分も流出したためと考えられる．マングローブ水域の底質に含まれる栄養分の大部分がスオンプの土壌に存在していることに加えて，左岸スオンプのように栄養分の明らかな流出があることから，この水域の栄養分の供給源としてスオンプ内土壌は重要な役割を果たしていると考えられる．

b）スオンプ内の地下水中有機物・栄養塩濃度

I）スオンプ内の水位変動

図-10に2000/12/21 11:00～23:00にかけてのL11での3時間間隔の水位変動（地下水となっている時間帯を含む）を示す．右岸のスオンプでは干潮時も水位が大きく低下することがなく，右岸のスオンプの奥は常に浸水状態にあることがわかる．右岸のスオンプの奥にはラグーンに近い下流域からクリークが延びており，比較的広い範囲で窪地が存在するため，氾濫した海水が窪地に滞水し易くなっている．それに対して，左岸のスオンプの奥では満潮時にも完全に浸水することはなく，また地下水位の変動は右岸に比べて大きい．

II）酸化還元電位（ORP）

図-11に2000年12月21日の干潮時(10:00,22:00)および満潮時(16:00)における観測井戸WR1,WL1での酸化還元電位の鉛直分布を示す.全体的にスオンプ内の土壌は還元性の高い状態(ORPがマイナスであるほど還元性が高い)にあり,地下水位変動の小さい右岸(WR1)の方が左岸(WL1)に比べて酸化還元電位が小さく,還元性が高くなっている.また,マングローブ水域に海水が進入する満潮時(16:00)には酸化還元電位が上昇しており,特に左岸(WL1)の表層付近では正の値になっている.沿岸域から供給される海水は溶存酸素量が多いため[4],その海水がスオンプ内に浸透することによって酸化還元電位が大きくなったと考えられる．図-13に示すように，酸化還元電位によって土壌中の好気性細菌(aerobe)および嫌気性細菌(anaerobe)の活動は大きく変化するため，満潮時に海水が浸透することによって土壌の酸化還元電位が変化することはスオンプ内土壌中の微生物の活動に大きな影響を与えていることが推察される．

III）地下水中の有機物・栄養塩濃度

図-12に2000年12月21日の満潮(16:00)，干潮(10:00,22:00)時にそれぞれ測定した観測井戸WR1,WL1におけるPO_4-P，DOC濃度の鉛直分布を示す．PO_4-P，DOC濃度とも潮汐に対応した顕著な変化は見られなかった．地下水中のPO_4-P，DOC濃度は左岸

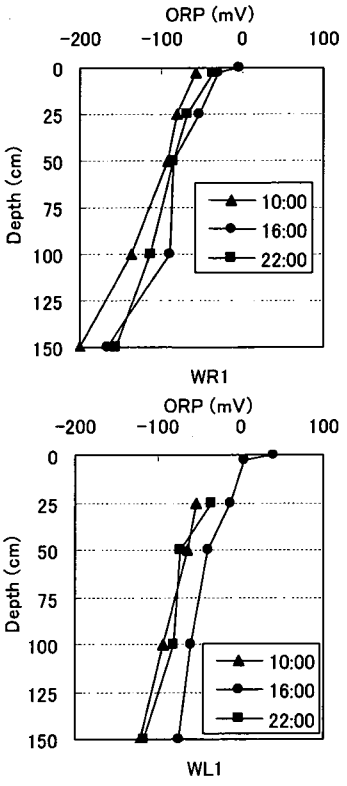

図-11　スオンプ内土壌中の酸化還元電位の鉛直分布

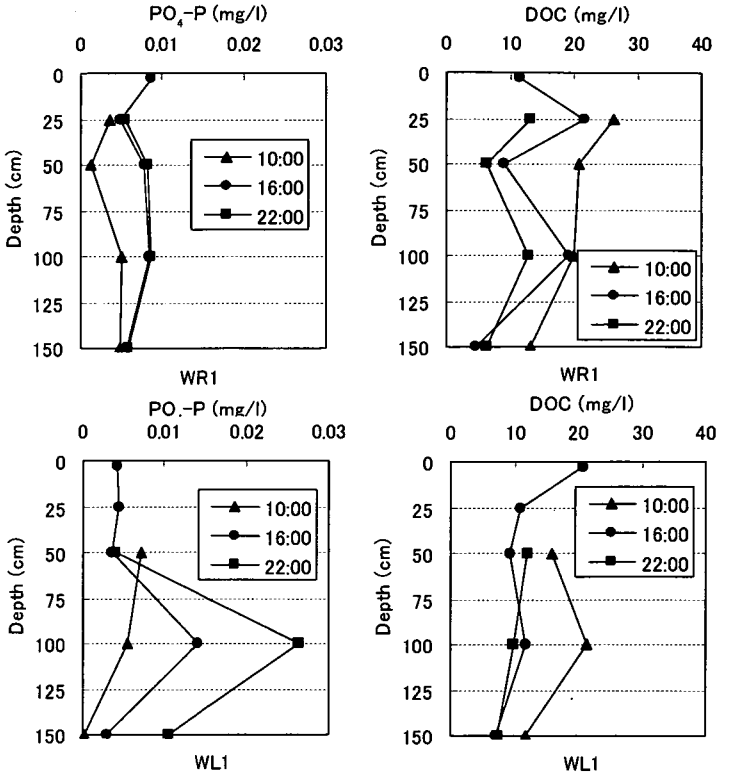

図-12　スオンプ内地下水中の溶存態リンおよび有機炭素濃度の鉛直分布

(WL1) のPO_4-P を除いては鉛直方向に際立った変化は見られず，酸化還元電位の低い地表面下 150cm においても比較的高い．左岸 (WL1) のPO_4-P 濃度が 16:00 および 22:00 において地表面下 100cm で増加する原因は明かではない．また，地下水中のPO_4-P，DOC 濃度は河川内のそれに比べて 3～8 倍程度高い．これは，スオンプ内の土壌中では，マングローブ樹林起源のデトリタスが微生物の活動によって分解されているためであると考えられる．一般に，集水域ではPO_4-P は粒子に吸着し易いため，土壌中で移動しにくくなり，地下水とともに容易に移動することはない．しかし，スオンプ内では塩分濃度の高い海水が満潮時に氾濫し，土壌中に浸透するため，PO_4-P の大部分が表面吸着の逆反応で放出される．その結果，スオンプ内の地下水中のPO_4-P 濃度が高くなっていると考えられ，また引き潮時にはこの高濃度のPO_4-P が地下浸透流として河川内に供給されていると推察される．

図-15 に 2000 年 12 月 21 日の満潮(16:00)，干潮(10:00, 22:00)時の観測井戸 WR1，WL1 における溶存態窒素(NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N,TIN)濃度の鉛直分布を示す．TIN 濃度は酸化還元電位の大きい表層付近

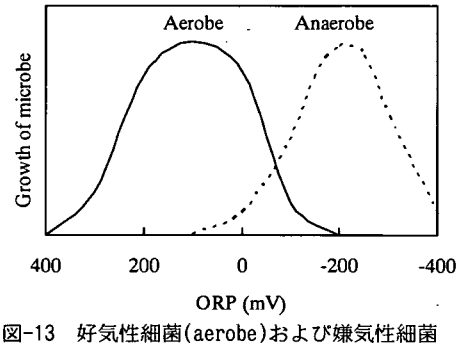

図-13　好気性細菌(aerobe)および嫌気性細菌(anaerobe)が生育できる酸化還元電位[11]

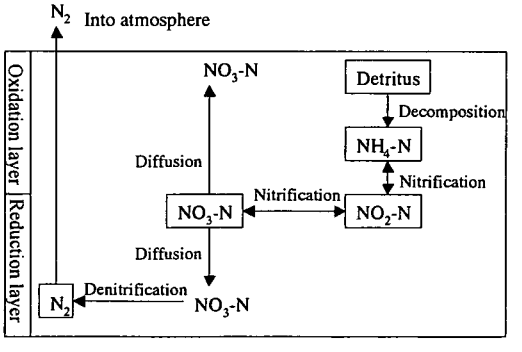

図-14　土壌中の窒素循環概念図

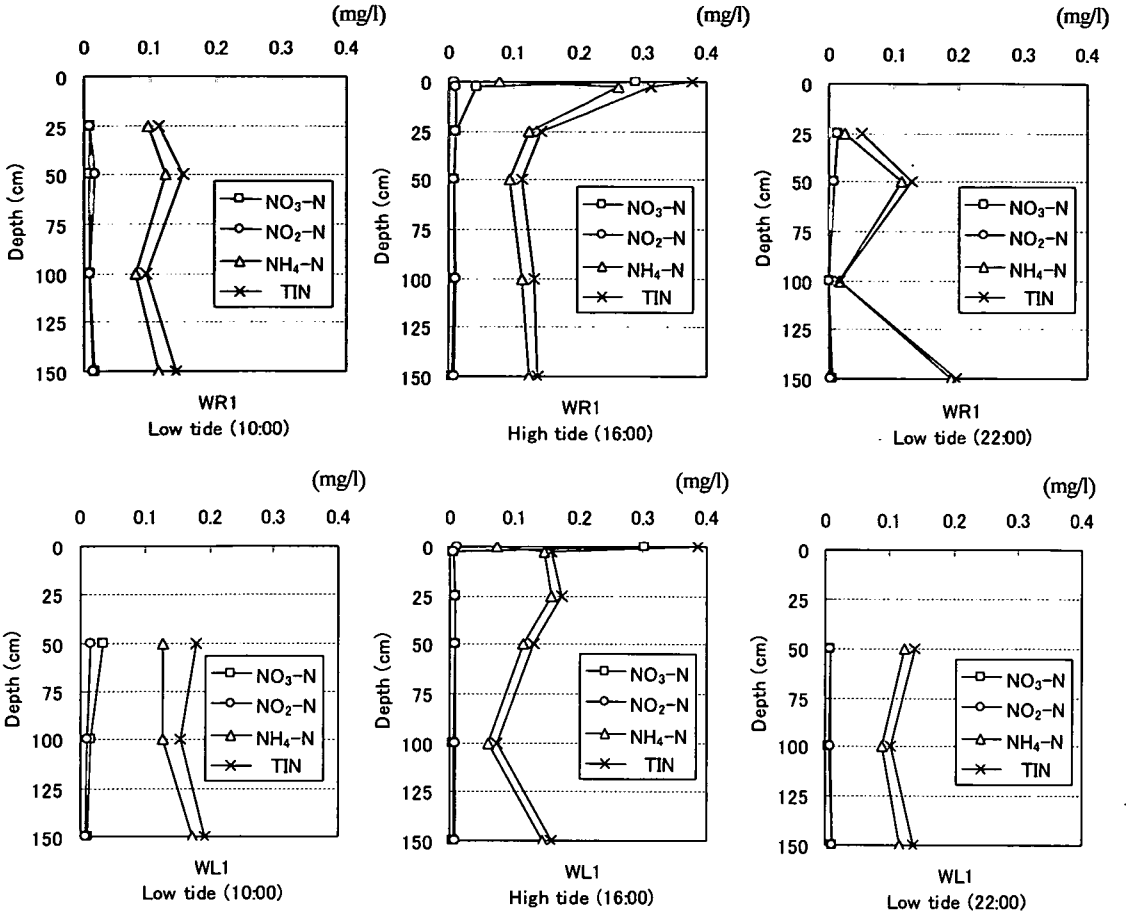

図-15　スオンプ内地下水中の溶存態窒素の鉛直分布

で高く，表層以外では鉛直方向に大きな変化はない．22：00 の干潮時の右岸においては地表面下25,100cmにおいてTIN濃度の減少が見られるが，この原因は明らかではない．また，図-14に一般的な土壌中での窒素の循環概念図を示す．土壌中のデトリタスは好気性または嫌気性細菌によってNH_4-Nに分解された後，好気性細菌によって硝化(nitrification)され，NO_3-NまたはNO_2-Nを生成する．硝化は次式のような可逆反応式で表される[12]．

$$NH_4^+ + 3/2\ O_2 \leftrightarrow NO_2^- + H^+ + H_2O \qquad (1)$$

$$NO_2^- + H_2O + 2\ Fe^{3+} \leftrightarrow NO_3^- + 2\ Fe^{2+} + 2\ H^+ \qquad (2)$$

しかし，観測対象域のスオンプ内土壌は還元性が強いため，硝化はほとんど起こらず，NH_4-N濃度に比べてNO_3-N，NO_2-N濃度は低い．しかし，満潮時の表層付近では酸素を多く含む海水が氾濫する事によって表層では好気性細菌の活動が活発となり，NH_4-N濃度が低下し，NO_3-N濃度が増加する（図-15）．また，表層付近のNO_3-Nは土壌下層の無酸素層へ拡散するものの，無酸素層内で脱窒(denitrification)を受け，窒素ガスに変換されるため，表層以外ではNO_3-N濃度は極めて低くなっている．嫌気性状態での脱窒過程は，有機体炭素の存在を介して，以下のような反応式に従う[12]．

$$CH_2O + 4/5\ NO_3^- \rightarrow 2/5\ N_2(gas) + HCO_3^- + 1/5\ H^+ + 2/5\ H_2O \qquad (3)$$

また，地下水中のTIN濃度は満潮時の表層を除いて河川内のTIN濃度に比べて小さく，引き潮時に浸透流として供給される溶存態窒素は少ないと考えられる．これは，小潮期においては引き潮時にマングローブ域下端に位置するStn.Bにおいて上流側のStn.AよりPO_4-P，DOC濃度が高くなるのに対して，NO_3-N濃度は引き潮時にStn.AとStn.Bで顕著な差がみられなかったことと定性的に合致している．

(3) 小潮期の有機物・栄養塩輸送

a) 地下浸透流による河川内への有機物・栄養塩供給量

地下浸透流による河川内への有機物・栄養塩フラックスは観測で得られた川岸の井戸(WR1,WL1)における物質濃度にその場での流速を乗じることによって概略値を見積もることができる.そこで,本研究では地下浸透流に関する数値モデルを用いて,地下浸透流の流速場を再現する事を試みた.基礎方程式は不飽和領域に拡張されたダルシー式と連続式を組み合わせたリチャーズ式(4)を用いた.

$$\left(\frac{\partial\theta}{\partial h}+\beta_0 S\right)\frac{\partial h}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial h}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left[K_z\left(\frac{\partial h}{\partial z}+1\right)\right] \quad (4)$$

ここで,θは体積含水率,hは圧力ポテンシャル,Sは比貯留係数,K_x, K_zはそれぞれx, y方向の透水係数を表している.β_0は飽和領域では圧力ポテンシャルの変化による空隙率の変化が生じないものと仮定して,次式の値をとるダミー変数である.

$$\beta_0=\begin{cases}0 & \cdots\ unsturated\\ 1 & \cdots\ saturated\end{cases} \quad (5)$$

なお,不飽和透水係数と体積含水率の関係はBrooks-Corey式[12](6)を,体積含水率と圧力ポテンシャルとの関係は谷[13]の式(7)を用いた.

$$K=K_s\left[\frac{(\theta-\theta_r)}{(\theta_s-\theta_r)}\right]^m \quad (6)$$

$$\frac{(\theta-\theta_r)}{(\theta_s-\theta_r)}=\left(\left|\frac{h}{h_0}\right|+1\right)\exp\left(\left|\frac{h}{h_0}\right|\right) \quad (7)$$

ここで,θ_s, K_sはそれぞれ飽和含水率,飽和透水係数を示し,また,θ_rは不飽和状態での残留含水率,h_0は比水分容量$\partial\theta/\partial h$の最大値を与える圧力水頭である.飽和透水係数$K_s$,飽和含水率$\theta_s$は現地砂の測定から得られた表-5の値を用いた.指数mの値についてはIrmay[14]による理論式(=3.0)を,θ_rは井内・柿沼[15]と同様に1.0×10^{-3}を用いた.境界条件は鉛直方向には全ポテンシャル(圧力ポテンシャル+重力ポテンシャル)勾配をゼロとし,水平方向には水面上で開放条件($\partial^2h/\partial x^2=0$)水面下では静水圧分布を仮定した圧力ポテンシャルを与えた.計算は右岸では水平方向にはWR1～WR4間,鉛直方向にはWR1の地表面から1.5mの深さの領域(42.4m×1.5m),左岸では水平方向にはL1～WL4間,鉛直方向にはWL1の地表面から1.5mの深さの領域(18.7m×1.5m)について行った.また,計算領域の境界部ではWR1,WR4,WL1,WL4における実測した水位データを境界条件として逐次用いた.初期条件は静止平衡状態とし,観測期間の2000/12/21 10:00～23:00について計算を行った.

図-16に2000年12月21日の18:00および23:00における地下水位の計算結果および実測値を示す.満潮直後の18:00では右岸においては実測値と計算結果は一致しないが,これはスオンプの奥にラグーンに近い下流域から延びるクリークが存在しており,実際には計算よりも水位の低下が早かったためと考えられる.しかし,水面変動の大きかった左岸では計算結果は実測値に良好に一致しており,本モデルは地下水流速場の再現に有効であると考えられる.

そこで,計算で得られたWR1,WL1における流速を用いて,河川へ向かうWR1,WL1での有機物・栄養塩フラックスを算出した.ここでは,引き潮時のスオンプから河川内への栄養塩の供給に着目するので,河川中に比べてスオンプの地下水中の濃度

表-5 スオンプ内土壌の特性値

	Left bank	Right bank
Saturated conductivity K_s (cm/s)	2.93×10^{-2}	1.09×10^{-2}
Saturated volumetric water content θ_s	0.38	0.42

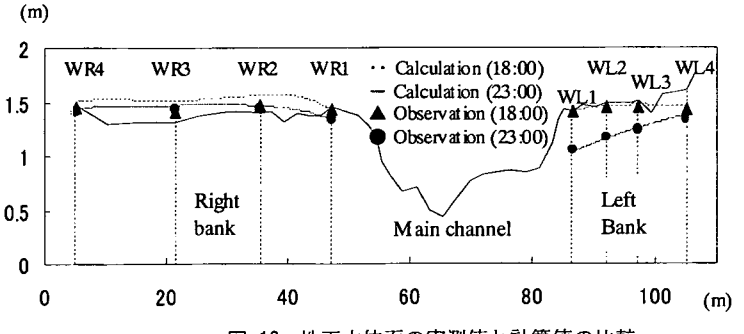

図-16 地下水位面の実測値と計算値の比較

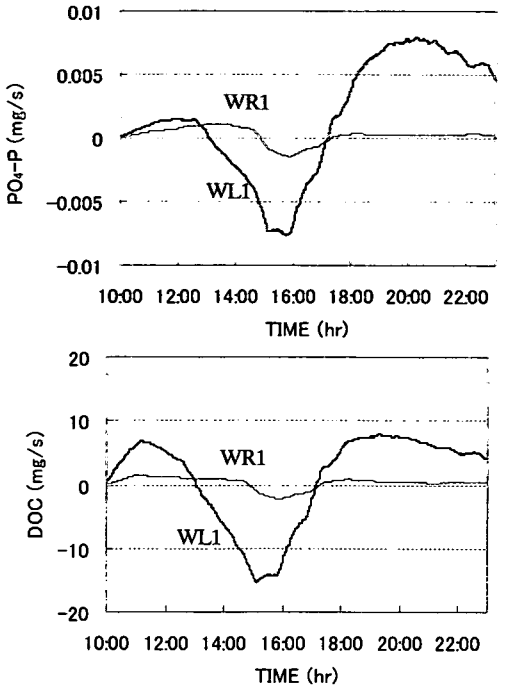

図-17 WR1, WL1でのPO_4-P, DOCフラックス（鉛直方向には地表から1m区間）の潮汐による変化

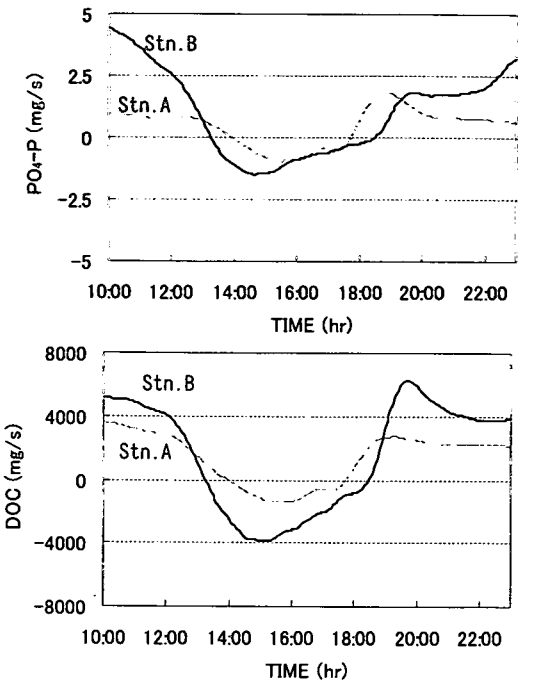

図-18 Stn.AおよびStn.BでのPO$_4$-P, DOCの河川横断面フラックスの潮汐変化

が高いPO_4-P, DOCについて考察していく．図-17に2000/12/21 10:00～23:00にかけて，WR1，WL1での河川へ向かうPO_4-P, DOCフラックス（鉛直方向には地表から1m区間）の潮汐による変化を示す．フラックスはスオンプから河川へ向かう流出フラックスを正とした．WR1ではWL1に比べてPO_4-P, DOCフラックスは小さく，また一潮汐間のスオンプからの流出フラックスと流入フラックスに大きな差はみられない．それに対して，WL1では一潮汐間のスオンプから流出フラックスが流入フラックスを上回っている．DOCに関してはWL1からの流出フラックスの増加とマングローブ域下端に位置するStn.BでのDOC濃度の増加（図-7）には明確な対応が見られ，左岸（WL1）からの地下浸透流が引き潮時の河口近くでの有機物・栄養塩濃度の増加に大きく影響していると考えられる．

b）沿岸への有機物・栄養塩供給量

図-18に2000/12/21 10:00～23:00間のStn.AおよびStn.BでのPO$_4$-P，DOCの河川横断面フラックスの潮汐による変化を示す．フラックスは下流方向を正としている．PO_4-Pに関しては満潮前後に上流側のStn.Aで濃度の増加がみられるため，18:00～19:00にかけて上流側のStn.Aの方がマングローブ域下端に位置するStn.Bに比べて流下方向のフラックスが大きくなっている．しかし，その時間帯を除けば引き潮時にはマングローブ域下端に位置するStn.Bの方が上流側のStn.Aに比べて下流方向のフラックスが大きく，引き潮時にはStn.A～Stn.B間のスオンプから河川内への有機物・栄養塩の供給があったと考えられる．

表-6 PO$_4$-P, DOCの地下浸透流フラックスと河川内の増加量

	Groundwater flux estimated		Amount of increase in river
	WL1 (g/50m/5hr)	WR1 (g/50m/5hr)	(g/5hr)
PO_4-P	6.0	0.3	10.1
DOC	5.8×10^3	0.4×10^3	27.4×10^3

表-6に引き潮時（2000/12/21 18:00～23:00）におけるStn.A～Stn.B間の河川内のPO_4-P, DOCの増加量と，前に見積もった引き潮時のスオンプからの地下浸透流によるPO_4-P, DOCの供給量の比較を示す．Stn.A～Stn.B間のうち上流域では護岸がなされており，L11とは状況が違っているが，下流域ではL11とほぼ同様の地形が少なくとも約50m区間にわたって広がっており，その区間は有機物・栄養塩の供給源となっていると考えられる．したがって，スオンプからの浸透流フラックスはWR1，WL1での単位幅フラックスにその区間距離（50m）を乗じて算出した．なお，河川水中のPO_4-P, DOCの増加

量はStn.Aでの流入フラックスとStn.Bでの流出フラックスの差として算出した．表-6からStn.A～Stn.B間での地下浸透流によるPO_4-P,DOC供給量は河川内でのPO_4-P,DOCの増加量と同程度のオーダーであり，スオンプ内での地下浸透流がマングローブ水域から沿岸域への有機物・栄養塩供給に大きな役割を果たしていることがわかる．また，観測対象域では左岸のスオンプが有機物・栄養塩の主な供給源となっている．

4．結論

名蔵川河口域において,特に小潮期に注目して現地観測を行った結果,以下のような知見が得られた．

1）マングローブ林内に海水の氾濫しない小潮期においても，引き潮時に溶存態リンおよび有機炭素が沿岸域に供給される．
2）マングローブ林内の地下水中の溶存態リンおよび有機炭素濃度は河川内に比べて3～8倍高いが，溶存態窒素濃度は河川内に比べて低い．
3）地下浸透流による溶存態のリンおよび有機炭素の流出は，引き潮時の河川内での溶存態のリンおよび有機炭素濃度の増加に寄与しており，小潮期には地下浸透流がマングローブ林内から沿岸域への溶存態のリンおよび有機炭素供給に大きな役割を果たしている．

謝辞:本研究は日本学術振興会科学研究費補助金基盤研究(A)(2)(課題番号：11305035，研究代表者：池田駿介),並びに日本学術振興会科学研究費補助金萌芽的研究（課題番号：11875104，研究代表者：池田駿介）の補助を受けている.分析に関しては東京大学新領域創成科学研究科磯部研究室の皆様に機材の使用について多くの便宜をはかって頂いた.さらに,観測地の選択にあたっては琉球大学工学部環境建設工学科の仲座栄三助教授にお世話になった.記して謝意を表します.

付録

本論文で用いた表記法を以下に記す．

BDH ：平均胸高直径(diameter at breast height) [cm]
DOC ：溶存態有機炭素(dissolved organic carbon) [mg/l]
T-P ：全リン(total phosphorus) [mg/l]
T-N ：全窒素(total nitrogen) [mg/l]
P-P ：粒子態リン(particulate phosphorus) [mg/l]
P-N ：粒子態窒素(particulate nitrogen) [mg/l]
PO_4-P：リン酸態リン(orthophosphate) [mg/l]
NH_4-N：アンモニア態窒素(ammonia) [mg/l]
NO_3-N：硝酸態窒素(nitrate) [mg/l]
NO_2-N：亜硝酸態窒素(nitrite) [mg/l]
TIN ：全無機態窒素(total inorganic nitrogen) [mg/l]

参考文献

1)Wittaker, R.H. :Gradient analysis of vegetation, *Biological reviews*, Vol.42, pp.207-264, 1981.
2)Lugo, A.E. and Snedaker, S.C. :The ecology of mangroves,*Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol.5, pp.39-64, 1974.
3)Ball, M.C. :Ecophysiology of mangroves, *Trees*, Vol.2,pp.129-142, 1988.
4)金澤延幸，松田義弘：マングローブ河川における潮汐流の非対称性，海の研究，Vol.3，pp.1-11，1994.
5)中辻啓二，伊藤歩．村岡浩爾，R.A.Falconer:熱帯性マングローブ河口の水理特性，海岸工学論文集，Vol.41，pp.1126-1130，1994.
6)Boto,K.G.and Bunt, J.S. :Tidal export of particulate organic matter from a northern Australian mangrove system,*Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.13, pp.247-255, 1981.
7)Twilley, R.R. :The exchange of organic carbon in basin mangrove forests in a southwest Florida estuary, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.20, pp.543-557, 1985.
8)Woodroffe, C.D. :Studies of a mangrove basin, Tuff Crater, New Zealand, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.20, pp.447-461, 1985.
9)赤松良久，池田駿介，中嶋洋平，戸田祐嗣：現地観測に基づくマングローブ水域における有機物・栄養塩輸送に関する研究-大潮期に着目して-，No.698/II-58，pp.69-80，2002.
10)中須賀常雄，大山保表，春木雅寛：マングローブに関する研究Ⅰ．日本におけるマングローブの分布，日本生態系学会誌，Vol.24，pp.237-246，1974.
11)高井康雄，和田秀徳：土と微生物，岩波書店，pp.45-72，1966.
12)Uchiyama, Y., Nadaoka, K., Rolke, P., Adachi, k., and Yagi, H.:Submarine groundwater discharge into the sea and associated nutrient transport in a sandy beach, *Water Resources Research*, Vol.36, No.6, pp.1467-1479, 2000.
13)谷誠:一次元鉛直不飽和浸透によって生じる水面上昇の特性，日本林学会誌，Vol.64，pp.409-418，1982.
14)Irmay, S.:On the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Trans. AGU*, Vol.35, pp.463-467, 1954.
15)井内国光，柿沼忠男：海岸における自由地下水の流出，海岸工学論文集，Vol.43，pp.541-545，1996.

(2001.9.11受付)

TIDAL TRANSPORT OF ORGANIC MATERIALS AND NUTRIENTS IN A MANGROVE AREA AT NEAP TIDE
— GROUNDWATER FLOW —

Yoshihisa AKAMATSU, Syunsuke IKEDA, Yohei NAKASHIMA and Yuji TODA

Field observation was performed at a neap tide to know characteristics of flow and transport of nutrients in a mangrove area which locates in Ishigaki Island, in which geographical features, vegetation, water qualities, characteristics of soils and flow were measured by using various devices. It was found that the concentrations of nutrients (PO_4-P, DOC) in the groundwater of the swamps were 3~8 times larger than those in the main channel. The nutrient flux caused by groundwater flow was estimated by field measurements and numerical simulations. As a result, the amount of nutrients transported from the swamps to the main channel by the groundwater flow was the same order as the nutrient increases along the river flow, indicating that the flux of nutrient due to the groundwater flow played an important role in supplying nutrients at neap tide.