

深見池における生元素の物質循環

Material circulation of bioelements in lake Fukami-ike.

登めぐみ[†], 岩月栄治^{††}, 八木明彦^{††}

Megumi Nobori, Eiji Iwatsuki, and Akihiko Yagi

Abstract

Lake Fukami-ike is a small eutrophic lake of 2.1 ha with a maximum depth of 7.70 m in central Japan and water stratified from March to October. Anoxic conditions prevail below 4-5 m depth from April to October and photosynthetic green sulfur bacteria (BChl.c) accumulate in the hypolimnion. A variety of civil engineering structures are constructed in water areas for the purpose of environmental protection and disaster prevention. Some heavy metal elements are included in the bioelements required for the growth of organisms. Lake Fukami-ike is a water area that has been the subject of previous studies, and the nutrients in the lake have been measured. However, the inflow, outflow and vertical distributions of bioelements in this lake and the absorption and excretion of phytoplankton are not well understood. This purpose of this study was to reveal the present state and dynamics of dissolved and particulate bioelements. The concentration of particulate trace elements in the inflow and outflow was measured, and iron was observed to have the highest mean concentration (3.46 mgL⁻¹). The mean levels of barium, silicon, aluminum and calcium were 1.49 mgL⁻¹, 1.07 mgL⁻¹, 0.48 mgL⁻¹ and 0.20 mgL⁻¹, respectively. The maximum values of particulate calcium, magnesium, phosphorus and sulfur were observed at the depth where purple nonsulphur bacteria appeared.

1. はじめに

水域の中には様々な元素が含まれているが、生物と関係のない元素と、生物と密接な関係を持つものがある。生元素とは、生体を構成し、その生育に必須な元素をいう(糸川, 五島; 1994)。生元素はすべての生物種に共通なものと、特定の生物にだけ必要なものがある。生物体の主な成分である水、タンパク質、炭水化物、脂質の大部分は4種の主要元素C, H, O, Nから90%構成されている。これらの元素以外に、P, S, Ca, Mg, K, Fe, Na, Siなどのように比較的多量に要求される常量元素と、Cu, B, Mn, Cl, Co, Zn, Mo, Iなど必要量はごく少量であるが、様々な酵素反応に関与して生物活動に重要な役割を果たす微量元素がある。微量元素は必要以上に存在すると、かえって生物体に有害な場合が多い。現在、約30種類の元素が生元素と認められているが、その生理作用

については明らかになっていない元素もある(日本陸水学会編, 2006)。電位で起こる微生物の反応は、酸化還元電位の高い方から低い方へ順を追って進む。約800mV以下では、酸素呼吸によるO₂還元, 約+750mV以下は脱窒菌によりNO₃⁻→N₂の脱窒作用, 約+500mV前後からマンガン酸化菌によりMn(IV)→Mn(II)の反応, 約+400mV以下では微生物の作用による硝酸還元反応, ±10mV以下では鉄還元菌の作用, 約-200mV以下では嫌氣的従属栄養細菌による嫌気発酵, 硫酸還元菌の作用により硫酸還元反応が進む。外部から電子受容体の供給が無い条件では以上のように、高電位から低電位へと還元反応が段階的に進行する。

2. 研究目的

水域では環境保全や防災を目的とした様々な土木構

[†] 愛知工業大学大学院 建設システム工学専攻(豊田市)

^{††} 愛知工業大学 土木工学科(豊田市)

造物が造られてきた。しかし、それらの人為的な要因によってもととの自然地盤や地層に含まれている重金属等が環境に出て来ることがある。重金属元素の中には生物の生育に必要な生元素が含まれている。必須微量元素として生体内で重要な役割を果たしている重金属類も量的バランスが崩れると、欠乏状態や有毒状態を引き起こす(図2中 a)。必須元素以外の場合でも過剰に存在すると有害となる(図2中 b)。表1に必須元素の欠乏障害と過剰障害を示す。水域としてこれまで研究の場として湖沼の深見池で栄養塩を主に測定してきた。しかし、微量元素が深見池でどのように流入, 流出および鉛直構造さらには生息する植物プランクトンなどにどのように取り込まれ, 排出されているかは判っていない。そこで本研究では、水域中の微量元素の溶存態および懸濁態の存在状態と動態を明らかにすると共に Al, Ti など対象とする。

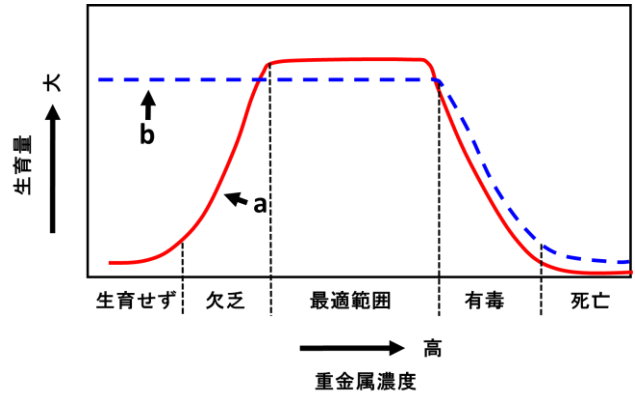


図2 重金属濃度と生育量 (不破, 1981 を一部修正)
a 必須元素の場合, b 必須元素でない場合

表 1 主な必須元素の欠乏と過剰 (今井, 1997 を一部加筆)

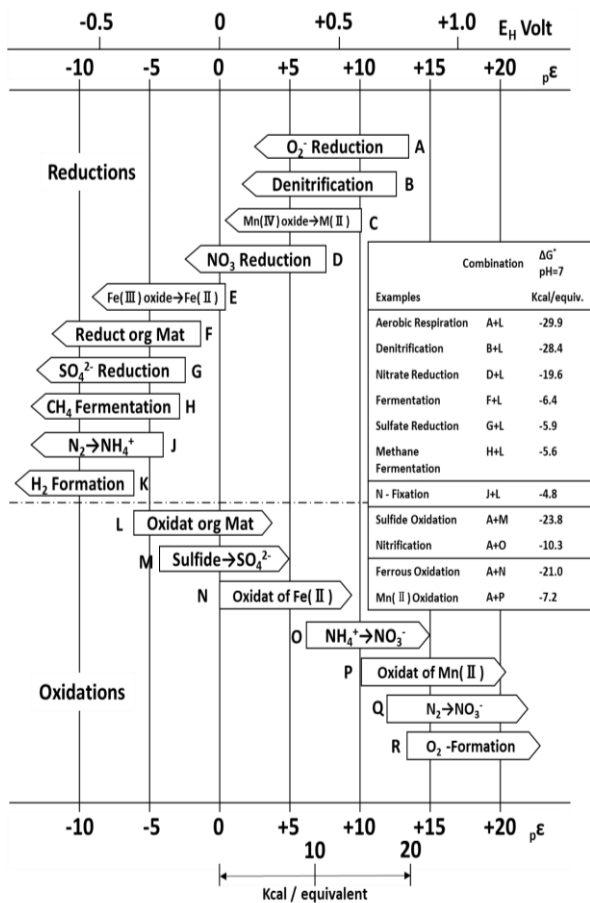


図1 酸素, 窒素, マンガン, 鉄, 硫黄の酸化還元電位 pH7 で算定された生物によって触媒される酸化還元反応 (Stumm and Morgan, 1981, 一部加筆)

元素	欠乏障害	過剰障害
Na	アジソン病	高血圧症・脳出血・心臓疾患
K		アジソン病
Mg	血管拡張・興奮・不整脈 感情不安定・けいれん	無感覚症
Ca	骨格変形・破傷風・虫歯	胆石・アテローム性動脈硬化症 白内障
V	成長減退・脂肪代謝異常	
Cr	糖尿病・高血糖症・動脈硬化症	肺・上気道ガン・接触性皮膚炎
Mo	成長の遅れ・角膜障害 痛風・貧血・性欲不振・虫歯	
Mn	食道ガン・成長減退・光合成不可 骨格変形・発育障害・糖尿病	肝硬変・神経障害・筋肉運動不正 甲状腺肥大・パーキンソン病
Fe	筋無力症・動脈硬化・中枢神経障害・光合成硫黄細菌の生育不可 貧血症・脱毛症・根気減退・植物プランクトンの生育不可	出血・嘔吐・循環器障害・血色素症
Co	貧血症・食欲不振・体重減少	心筋疾患・赤血球増加症・甲状腺肥大
Ni	赤血球減少・成長阻害	ガン
Cu	貧血症・毛髪色素欠乏症・ちぢれ毛症 栄養疾患・食欲不振・成長減退 脳障害	肝硬変・腹痛・嘔吐下痢・運動障害 知覚神経障害・接触性皮膚炎 ウィルソン氏病
Zn	小人症・成長阻害・食欲不振・味覚障害 生殖腺機能障害・睾丸萎縮症 知能障害・皮膚炎	嘔吐・下痢・肺の衰弱・高熱・悪寒
Si	骨格形成不全	尿石形成
As	成育障害・繁殖能低下	ガン
Se	克山病・冠動脈疾患・ガン	セレンーシス

3. 測定方法

3・1 観測地

長野県下伊那郡阿南町にある深見池（北緯 35°32'55"77, 東経 137°81'93"56）。

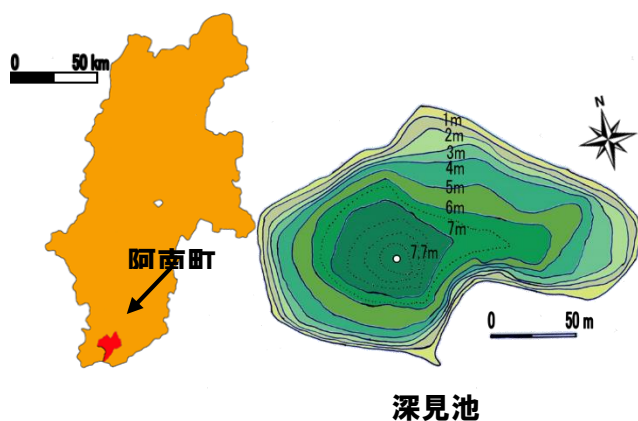


図3 観測地

3・2 測定項目

- ・水温 (WT), 溶存酸素 (DO), 水素イオン濃度 (pH), 硫化水素 (H_2S)
- ・植物プランクトン (Chl.a)
- ・緑色硫黄細菌 (BChl.c)
- ・As, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, S, Se, Si, Sn, V, Zn の 20 の元素の懸濁態と溶存態. 以下, 懸濁態は P, 溶存態は D とする. 生物に関与していないとされている Al, Ti も測定し比較する.

3・3 方法

- ・水温 (WT) と溶存酸素 (DO) は投入式電極法で測定.
- ・水素イオン濃度 (pH) は pH メータ, 硫化水素 (H_2S) は検知管方法で測定.
- ・植物プランクトン (Chl.a) と緑色硫黄細菌 (BChl.c) は GF/F でろ過後, ろ紙上の懸濁物を 92%アセトンで抽出し, 波長 (772, 750, 663, 662, 654, 645, 630, 480) nm を用いて測定 (西條, 三田村; 2002).
- ・テフロンろ紙 (PTFE, 0.5 μm , ϕ 47mm) でろ過し, 溶存態 (D) と懸濁態 (P) に分離した. ろ液に濃 HCl を添加, ろ紙はテフロン製ポリ瓶に入れ, 王水で処理し, 2 週間放置後, 超純水を 12mL 加え抽出したものを懸濁物とし, 共に島津 ICPE-9000 (平成 24 年度 文科省私大研究設備整備費等補助金) で定量.

3・4 酸化還元境界層

酸化還元電位の低下に伴い微生物の活動による物質変化がより還元的な系へ移行する. 水域では酸化層から

還元層に向けて, 化学物質の遷移が生じる. この遷移層を酸化還元境界層と呼ぶ. 湖沼では底泥-湖水境界層か, 不完全循環湖の水温躍層付近の化学躍層部にこの境界が形成される. この境界層では, 一般に溶存酸素と硫化水素の濃度の鉛直分布が逆方向に変化し, 酸素の負の勾配と, 硫化水素, マンガン (二価), 鉄 (二価) の正の濃度勾配が現れる. 懸濁態のマンガン (四価) より深い深度で鉄 (三価) がそれぞれ現れ, 海洋においてはマンガンが酸化, 還元される層を酸化還元境界層と定義している (Sorokin, Yu. I. 1970; Emerson, S et al., 1979; Stumm and Morgan, 1981; Stumm, W et al., 1981; Burdige, D. J. et al., 1983).

3・5 光合成細菌

光合成細菌は主として, 紅色非硫黄細菌, 紅色硫黄細菌, 緑色硫黄細菌の三種類であり, 太陽エネルギーを利用して生育する細菌で地球上に広く分布し, 特に, 溝, 河川, 湖沼, 活性汚泥, 土壤中に生息しているが, 湖沼の中層付近での出現はほとんど報告がない. (北村, 1984).

4. 結果と考察

4・1 流入・流出

流入・流出地点を図 4 に示した. 流入は A~F の 6 地点, 流出は G の 1 地点である. 気象庁のデータから引用した飯田市の気温, 相対湿度, 平均現地気圧を使い, (大八木, 2005) を参考に飽和水蒸気圧を求め, 飽和水蒸気圧 \times 平均相対湿度 \div 100 で水蒸気圧を求めた. 蒸発係数は 0.142 に設定した (土木学会, 1971). 蒸発量 = 蒸発係数 \times (飽和水蒸気圧 - 水蒸気圧) より蒸発量を算出し, 深見池の表面積での 1 日の蒸発量を算出した. 降水と河川流入の合計は約 281 m^3d^{-1} , 蒸発量と河川流出の合計は 793 m^3d^{-1} であるため, 蒸発量と河川流出の合計の方が多い. これより, 地下水の存在が明らかとなった (図 5). また, 容積 \div (蒸発量 + 流出量) から滞留時間は約 130 日であることが示唆された. 各河川の流入量は A 地点が最も多く, 42.3 m^3d^{-1} であった. C/N は A, F 地点で低く, 家庭排水が流入していることが判った (表 2).

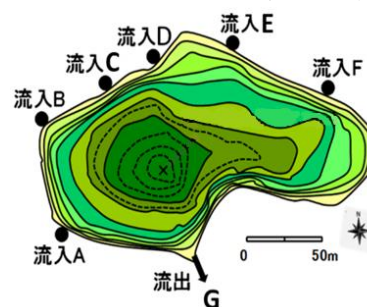


図4 流入 (A~F)・流出 (G) 地点 (×湖心 7.70 m)

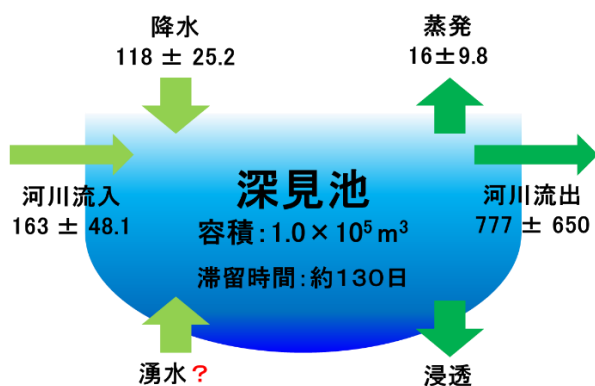


図 5 深見池への流入・流出量 (m^3d^{-1})
(2008~11, 14 年平均)

表 2 流量と C/N (2008~11, 14 年平均)

流入・流出	流量 m^3d^{-1}	C/N
A	42.3 (± 13.4)	4.44
B	9.15 (± 5.50)	6.51
C	22.0 (± 10.2)	14.8
D	34.8 (± 10.8)	7.88
E	40.5 (± 10.9)	8.42
F	17.3 (± 8.90)	4.44
G	777 (± 650)	18.6

4・2 湖心における濃度分布

4・2・1 水温 (WT) と溶存酸素 (DO) の経月変化

2013 年 3 月は表水層 0 m で 11.8°C , 深水層 7.25 m で 5.5°C となり, 表水層から深水層にかけて水温の変化は小さいが, 4 月~8 月は水温成層が形成され, 2~5 m で水温躍層が確認された。水温の最大値は 8 月 0 m の 30.6°C であった。この時の深水層 7.25 m の水温は 9.9°C で, 20.7°C の差があった。11 月には, 0~7 m 付近までほとんど水温に変化がなく, 成層期から循環期へと変化しつつあることが判った。4 月から湖内が成層し, 酸化還元境界層が形成されたことが判った。4 月, 8 月は 5 m 付近, 5~7, 9 月は 4 m 付近から無酸素状態となった (図 6)。2013 年 11 月 16 日には全層で DO が 0.90 mgL^{-1} 以下と 1954 年以来初めての非常に珍しい現象を得た。2014 年も同様に夏季には水温成層が形成され, 水温の最大値は 7 月 19 日 0 m の 28.3°C , 溶存酸素の最大値は 7 月 19 日 1 m の 11.34 mgL^{-1} であった。冬季には湖内が全循環した。2014 年に全層無酸素層出現は観測されなかった。

2015 年において, 水温の最大値は, 8 月 7 日 0 m の 30.8°C , 溶存酸素の最大値は, 2 m の 22 mgL^{-1} であった。2015 年も 2014 年と同様, 全層無酸素層出現は観測され

なかった。2013 年から 2015 年の結果より, 深見池の成層期は 4 月~11 月上旬, 循環期は 11 月下旬~3 月であると言えた。

4・2・2 Chl.a と BChl.c の経月変化

2013 年 3 月~2014 年 12 月の Chl.a と BChl.c の等濃度線を示した (図 7)。成層期において, Chl.a は好気層, BChl.c は嫌気層で存在し, 循環期は, 全層で Chl.a が存在し, BChl.c は存在しなかった。Chl.a の最大値は, 2013 年 9 月 21 日 1 m の $146 \mu\text{gL}^{-1}$, BChl.c は酸化還元境界層付近で急激に増加し, 最大値は 7.5 m $1038 \mu\text{gL}^{-1}$ であった。水柱中の Chl.a 量が, 成層期よりも循環期の方が多いうという深見池の過去からの傾向は変わっていないことが判った。成層期において BChl.c の発生深度は 3~4 m であり, 毎年 9 月頃には最大深度 7.5 m で $1000 \mu\text{gL}^{-1}$ 以上の高濃度であった。

4・3 各元素の分布

今回測定した 22 元素のうち, 16 の元素において特徴のある鉛直分布が得られた。Cr は懸濁態のみ得られた。

4・3・1 湖心における各元素の鉛直分布

湖心における微量元素の鉛直分布を示した (図 10, 11, 12)。DAI は成層期には各深度によってばらつきがあり, 循環期は全層でほぼ一定値であった。PAI も同様で, 最大値は 2014 年 5 月 7.5 m の 0.53 mgL^{-1} であった。DBa は成層期には酸化還元境界層付近で徐々に高くなり, 最大値は, 2014 年 7 月 6 m の 1.9 mgL^{-1} であった。PBa の最大値は, 2013 年 11 月 2 日 5.75 m の 6.1 mgL^{-1} であった。PBa は 2013 年と比較し, 2014 年は高濃度を示し, 溶存態より懸濁態の方が多く存在した。DCa は成層期には酸化還元境界層直下から少しずつ高くなり, いずれの月も最大深度 (7.5 m) で最大値を観測した。成層期の PCa は DCa と異なり, 酸化還元境界層付近で極大値を観測し, それ以深は低下した。そのため, PCa は深水層に到達し, 溶存化したと考えられる。また, PCa の最大値は 2013 年 8 月 4.75 m の 4.3 mgL^{-1} であった。DFe は 2014 年 5 月を除いた成層期では, 酸化還元境界層付近から高くなり, 循環期は全層でほぼ一定値であった。PFe も同様であった。DFe, PFe の最大値は 2014 年 5 月に観測され, それぞれ 6.6 mgL^{-1} , 6.1 mgL^{-1} であった。DMn は成層期において, 酸化還元境界層から高くなり, 最大値は 2014 年 9 月 5 m の 16.2 mgL^{-1} であった。循環期は全層でほぼ一定値であった。PMn は成層期において, 酸化還元層で極大値を示し, 最大値は 2014 年 5 月 4 m の 0.62 mgL^{-1} であった。深水層に蓄積した PMn はすぐに溶存化してしまうため, 極大値を示したと考えられる。

深見池における生元素の物質循環

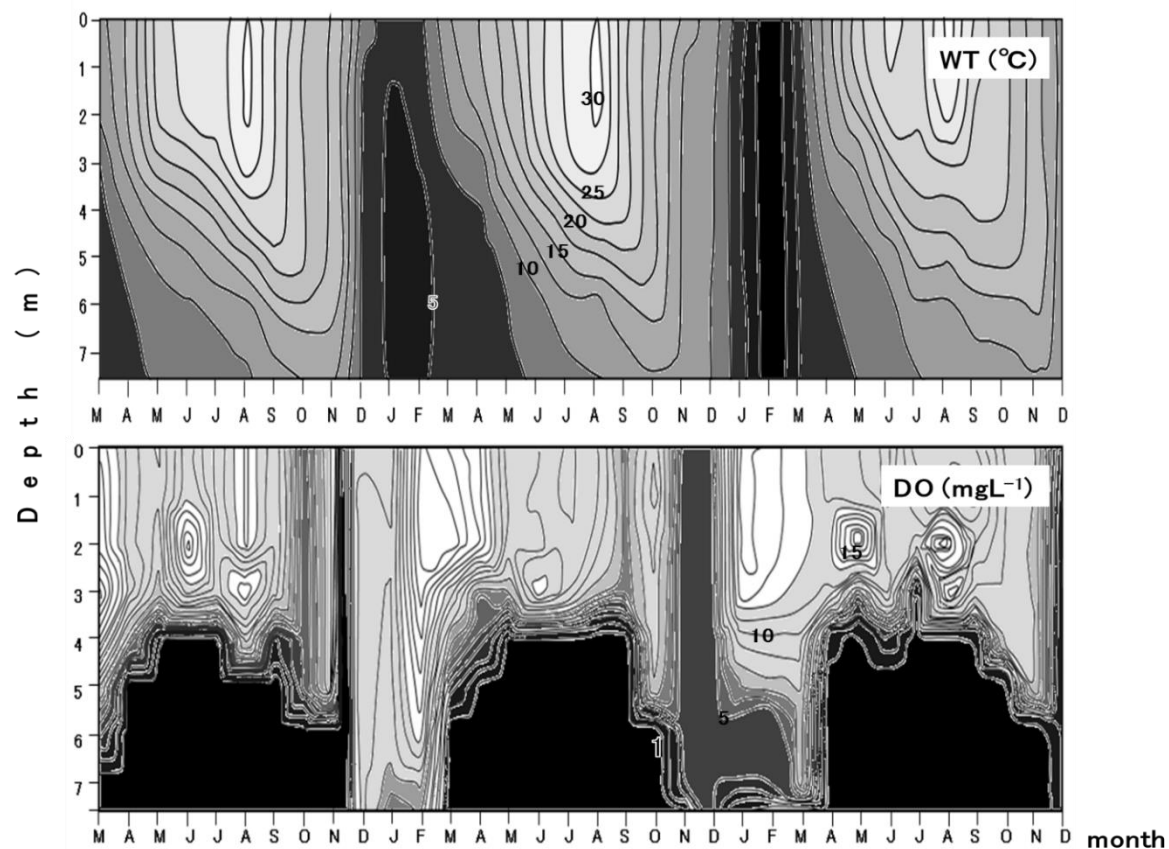


図6 水温等温線 (°C) と溶存酸素等濃度線 (mgL⁻¹) (2013年3月~2015年12月)

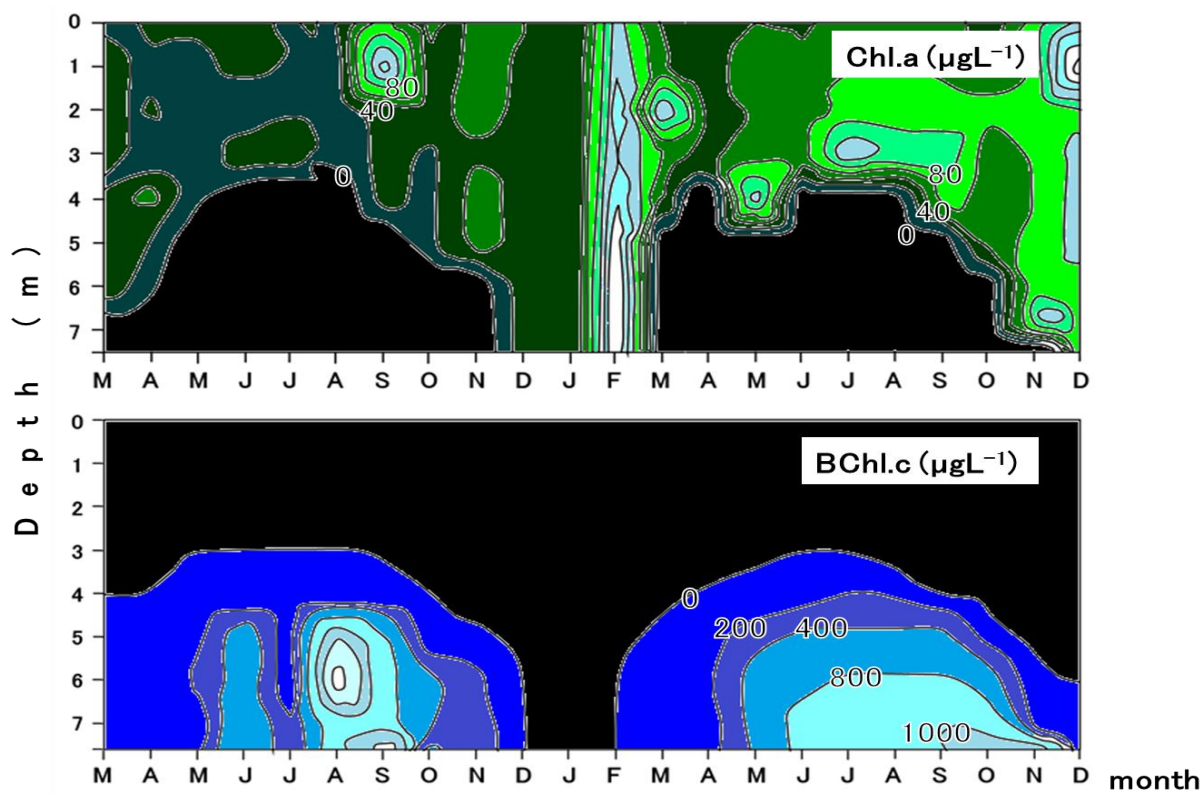


図7 Chl.a と BChl.c 等濃度線 (µgL⁻¹) (2013年3月~2014年12月)

DAI は 12 月に最も高くなり 0.39 mgL^{-1} , PAI は 6 月に最大値 0.37 mgL^{-1} を観測した (図 8). pH は 2 月に最大値 9.4 を観測した. この pH の上昇は, 光合成が活発に行われた結果で, 微量元素の溶存化または懸濁化に寄与する可能性がある. アルミと亜鉛は前者で他の元素は通常水酸化物で後者である. pH が高くなると PP が減少, pH が低下すると PP が増加する傾向があった.

各元素の鉛直濃度変化をパターン分けすると, 大きく 6 つのパターンに分けられることが判った (表 3). 成層期において, 各深度でばらつきが得られた元素は, DAI, PAI, PCr, PSi, PTi であり, 特に PAI と PTi は深水層でばらついた.

酸化還元境界層付近で変化する元素が多くあった. 循環期においては, ほぼ全ての元素が一定値を示した.

4・3・2 流入・流出における各元素の濃度分布

懸濁態微量元素の流入・流出地点の濃度は, Fe が一番高く平均 3.46 mgL^{-1} で, Ba, Si, Al, Ca の順で高い濃度が観測され, それぞれ 1.49 mgL^{-1} , 1.07 mgL^{-1} , 0.48 mgL^{-1} , 0.20 mgL^{-1} であった. Cr は B 地点, Ba と Ni は C 地点, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Si, Ti は D 地点, V は F 地点で最も濃度が高く, P は G 地点で高かった (図 9).

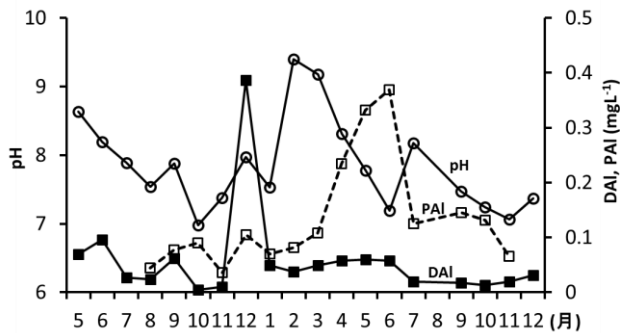


図 8 pH, DAI, PAI 濃度の経月変化 (2013 年 5 月～2014 年 12 月) (D: 溶存態, P: 懸濁態)

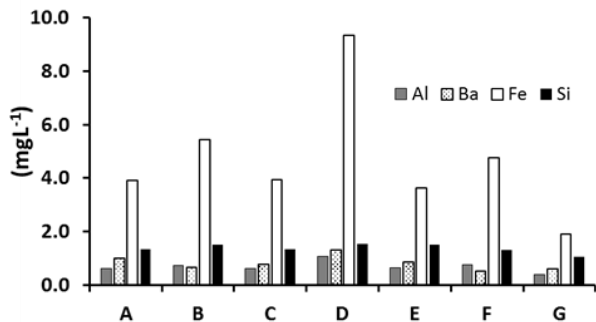


図 9 流入 (A～F)・流出 (G) 地点における懸濁態微量元素濃度

表 3 各元素の鉛直構造 (パターン化)
(D: 溶存態, P: 懸濁態)

濃度変化の仕方	成層期	循環期
各深度でばらつき	DAI, PAI, PCr, PSi, PTi	—
酸化還元境界層の深水層での極大値出現	DFe, PFe, DMg, DNa, DBa, PBa, PP	—
酸化還元境界層付近で出現し, 深水層で維持	DCa, DK, PMg, DMn, DNi, PP, DSi, PS	—
酸化還元境界層付近から減少	DS	—
酸化還元境界層で極大値	PCa, PMn	—
全層ではほぼ一定値	—	測定した全ての元素

4・3・3 紅色非硫黄細菌が観測された時の結果

紅色非硫黄細菌が観測された 2014 年 5 月 24 日 5 m, 6 月 14 日 5.25 m, 7 月 19 日 4.75 m において最大値または極大値を示した微量元素の鉛直分布と水温 (WT), 溶存酸素 (DO), 水素イオン濃度 (pH), 硫化水素 (H_2S), Chl.a, BChl.c の鉛直分布を示した (図 15). 5 月 24 日 5 m において, PCa, PP は最大値 $0.25, 0.25 \text{ mgL}^{-1}$, PMg, PS は極大値, $0.089, 0.0076 \text{ mgL}^{-1}$ であった. 同様に, 6 月 14 日 5.25 m は, PCa, PP は最大値 $0.816, 0.158 \text{ mgL}^{-1}$, PMg, PS は極大値, $0.064, 0.0069 \text{ mgL}^{-1}$, 7 月 19 日 4.75 m は, PCa, PP は最大値 $3.7, 0.30 \text{ mgL}^{-1}$, PMg, PS は極大値, $0.086, 0.0028 \text{ mgL}^{-1}$ であった. 観測をして以来 PCa は, 酸化還元境界層で極大値をとる傾向があり, 底泥に蓄積する前に溶存化したため, この様な分布を示したと考えられた. PMg は, 酸化還元境界層付近で増加し, 深度低下に伴い増加する傾向があったが, 5.25 m で極大値を得た. PP は, 湖内が成層すると, 酸化還元境界層で極大値を得た. 底泥の $\text{P}_2\text{O}_5/\text{TiO}_2$ から P/Ti を求め, 鉱物に付いていると考えられるリンの値を求めた. P/Ti は 0.047 で, 紅色非硫黄細菌が存在した 5.25 m の値から鉱物由来と考えられるリンを除いても値に大きな変化は無かったため, 生物由来ではないかと考えられた. PS は酸化還元境界層付近から深度低下に伴い増加するが, この時は 5.25 m で極大値をとり, 一度低下後再び増加した. 深水層における増加は硫化物の影響であると考えられ, 緑色硫黄細菌 (クロロビウム) が大量に存在しているこ

深見池における生元素の物質循環

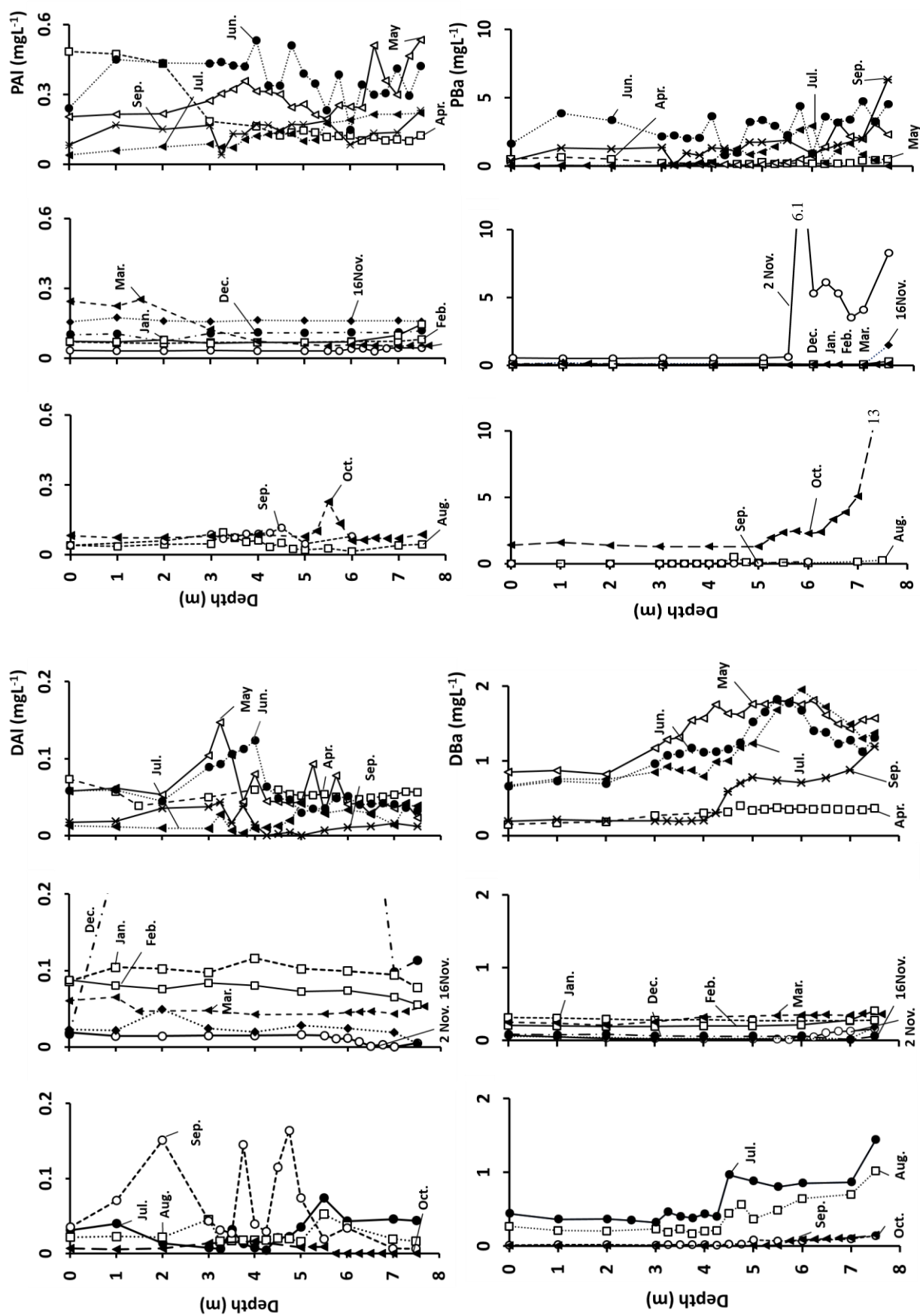


図10 湖心における微量元素の鉛直分布 (2013年7月～2014年9月) (上: Al, 下: Ba, 左: 溶存態, 右: 懸濁態)

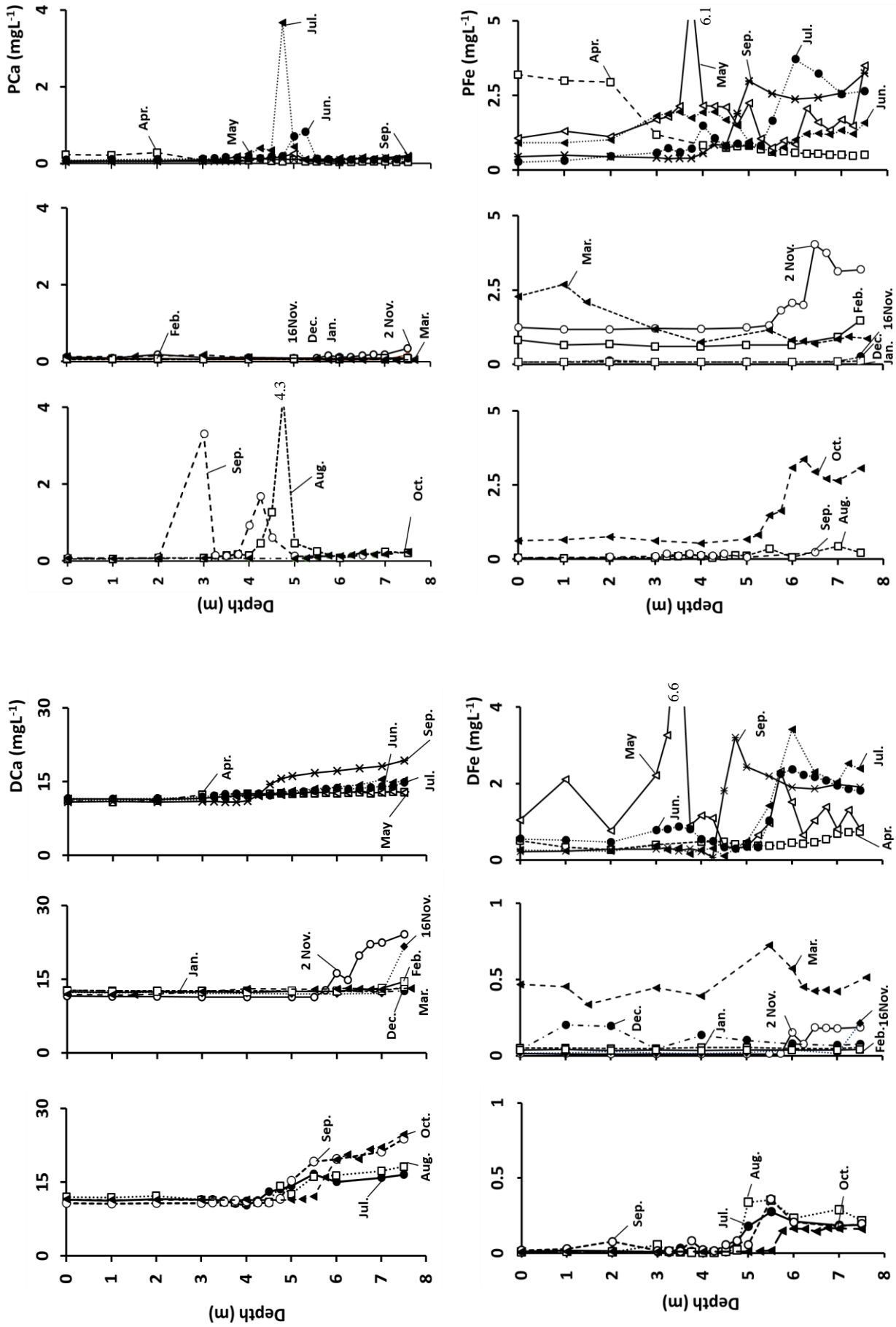


図 11 湖心における微量元素の鉛直分布 (2013 年 7 月 ~ 2014 年 9 月) (上: Ca, 下: Fe, 左: 溶存態, 右: 懸濁態)

深見池における生元素の物質循環

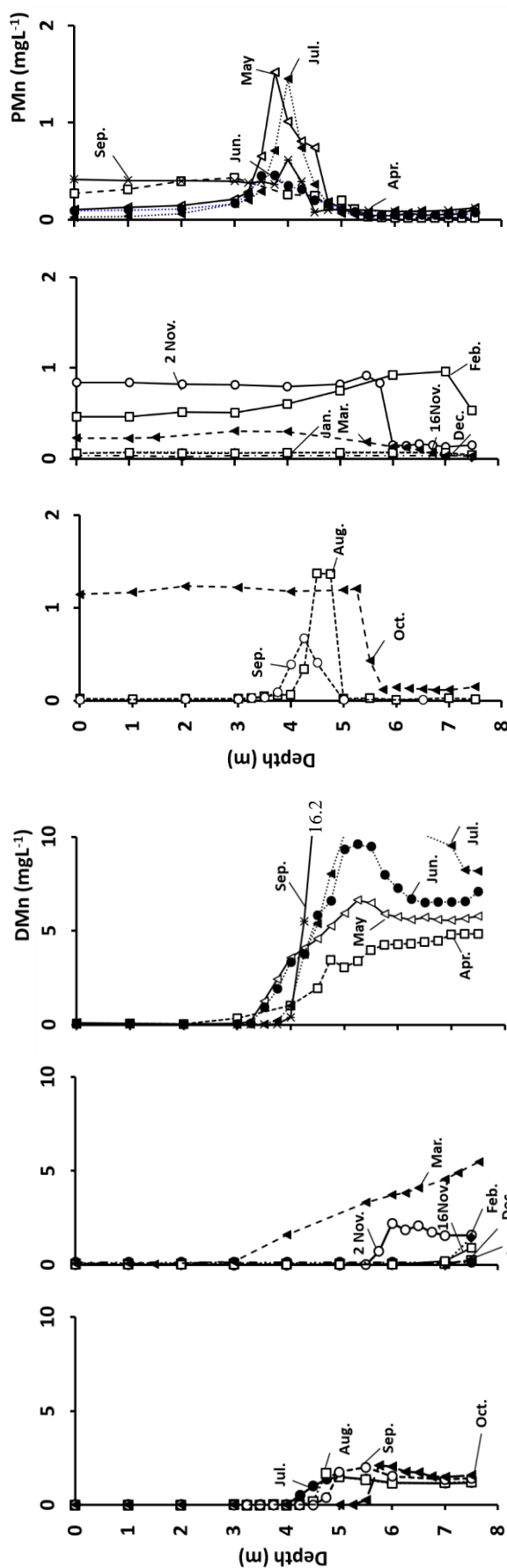


図 12 湖心における Mn 鉛直分布 (2013 年 7 月 ~ 2014 年 9 月) (左: 溶存態, 右: 懸濁態)

と関連があると考えられた。生物の生育に関与していないとされている、元素の PAI と PTi は、鉛直分布や季節変化にばらつきが認められ、鉛直分布においては、酸化還元境界層付近からばらつきが確認された。PAI と、泥の主成分である PFe との相関があったため、深水層における濃度のばらつきは底泥の影響であると考えられた (図 14)。

2014 年 5 月 24 日, 6 月 14 日, 7 月 19 日の PCa, PMg, PP の一日あたりの流入流出量を示した (図 13)。河川流入量よりも流出量が多いことが判った。PCa, PMg, PP の流出量は流入量のそれぞれ, 約 8 倍, 3 倍, 10 倍であった。PCa と PMg の流入濃度は, 成層が形成され始める時期に急激に高くなり, 4~6 月はそれが維持され, 7 月には低下した。PP は変化していなかった。最大値はそれぞれ, 5 月 2.2 mgL^{-1} , 1.2 mgL^{-1} , 1 月 0.62 mgL^{-1} であった。流出濃度の経月変化は, 各元素とも変化があり, 最大値はそれぞれ, 1 月 0.24 mgL^{-1} , 0.072 mgL^{-1} , 2 月 0.18 mgL^{-1} であった。このことから, 深見池湖内の湧水による供給が多いことが示唆された。

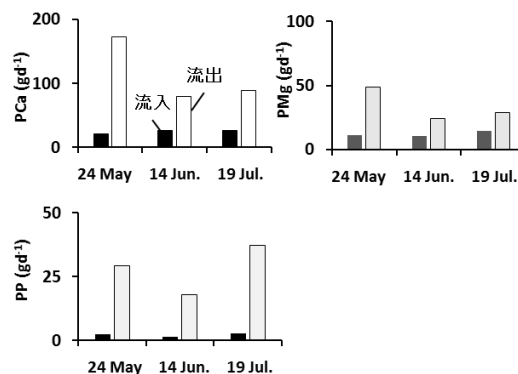


図 13 流入 (A~F)・流出 (G) における PCa, PMg, PP (gd^{-1}) (2014 年)

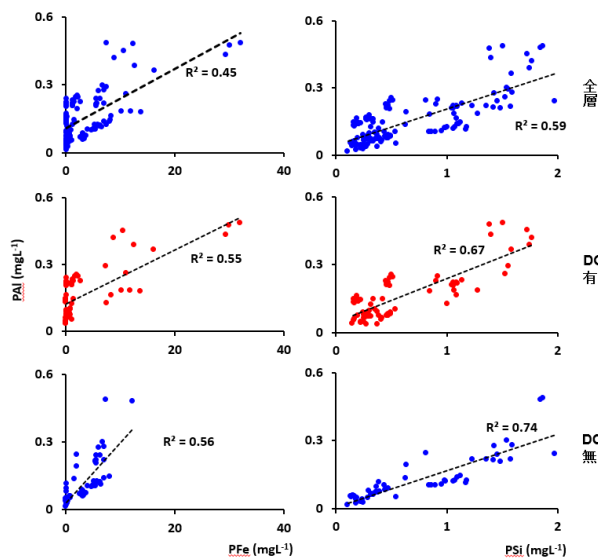


図 14 PAI と PFe の相関 (左) と PAI と PSi の相関 (右)

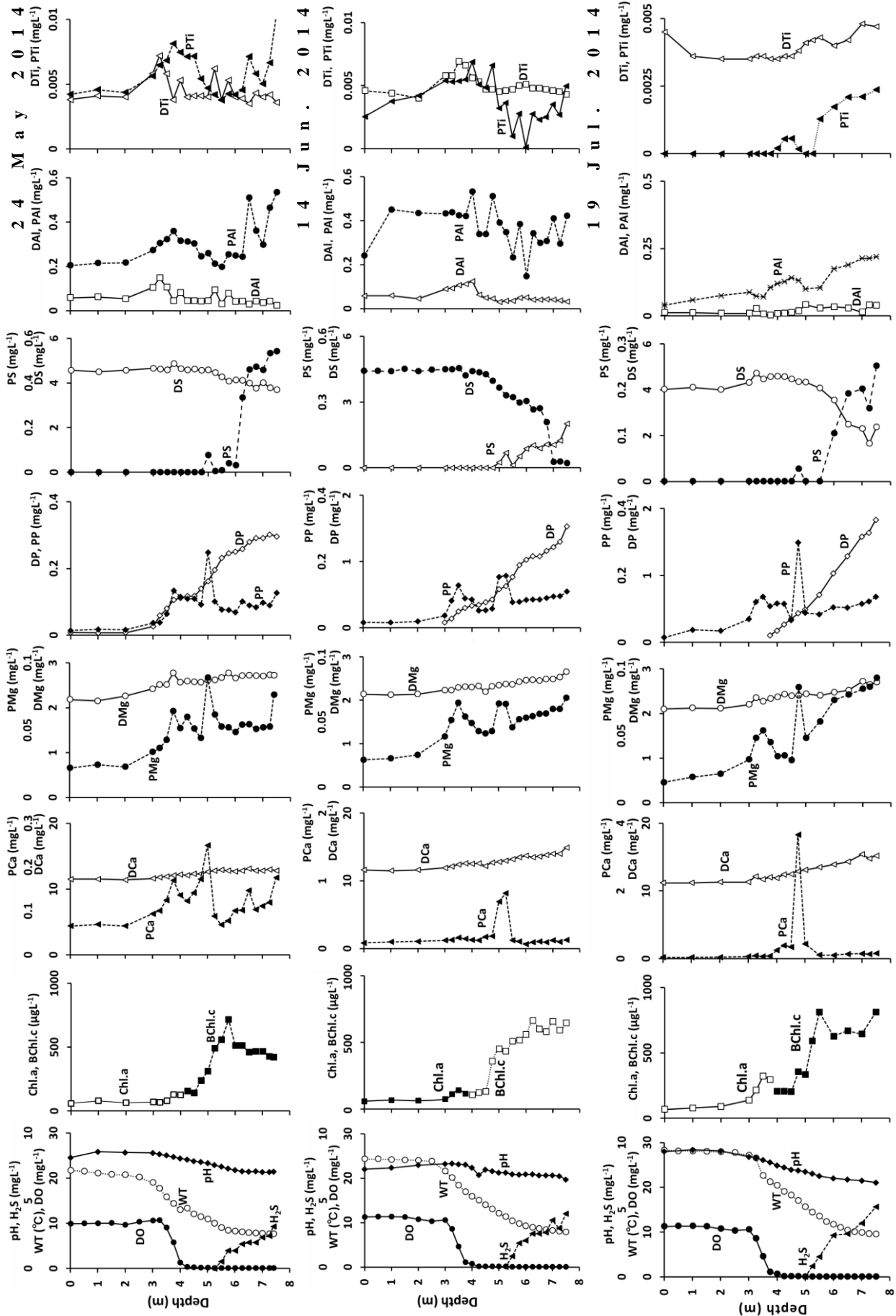


図 15 各元素の鉛直濃度分布 (mgL⁻¹) (2014年5月24日, 6月14日, 7月19日)

深見池における生元素の物質循環

4・4 過去データとの比較

DK, DNa, DMg は 1984 年と比較し, 2013, 2014 年は濃度が低下したが, DCa は 2.5 倍に増加した (図 16). DK 濃度は 1/8, DNa は 1/2, DMg は 2/3 にそれぞれ低下した. 濃度減少は流入水減少の影響だと考えられるが, DCa の増加は, 大量に存在する緑色硫黄細菌 (クロロビウム) が H_2CO_3 (CO_2) を摂取し, 底泥中の炭酸カルシウムの溶解を促したためだと考えられる.

5. 深見池における微量元素の物質循環

DAI, PAI, DCa, PCa, PFe, PMg, DMn, PMn, PP, PS, P_{Si}, PTi の生物による取り込みや, 底泥からの回帰, 沈殿, 酸化, 還元を図 17 に示した. PAI, PTi, P_{Si}, PFe は底泥からの回帰や沈殿によって深水層に多く存在していると考えられた. DAI は全層で一様に存在していた. PMn と PCa は酸化還元境界層で集積し, 還元されることにより溶存化した. DCa の深水層での増加要因は底泥の炭酸カルシウムの溶解によるものではないかと考えられた. 底泥から回帰した DP, D_{Si} を植物プランクトン, 紅色非硫黄細菌や緑色硫黄細菌が取り込み懸濁化したと考えられた. 生物の死骸が底泥に蓄積し, バクテリアによる分解で還元状態となり, 硫酸還元菌が発生し生成した H_2S を緑色硫黄細菌が取り込んでいると考えられた.

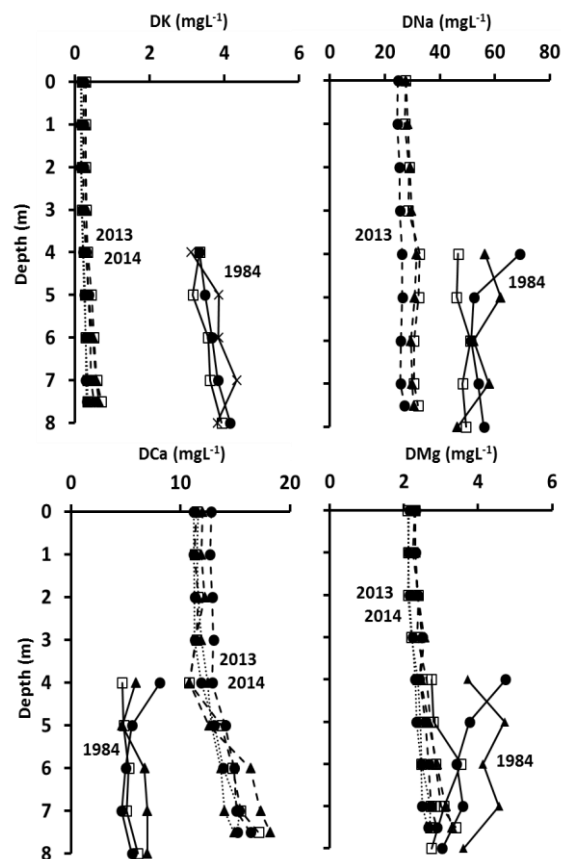


図 16 湖心における DK, DNa, DCa, DMg の鉛直分布比較 (1984 年, 2013 年と 2014 年の 6~8 月) (D: 溶存態, P: 懸濁態)

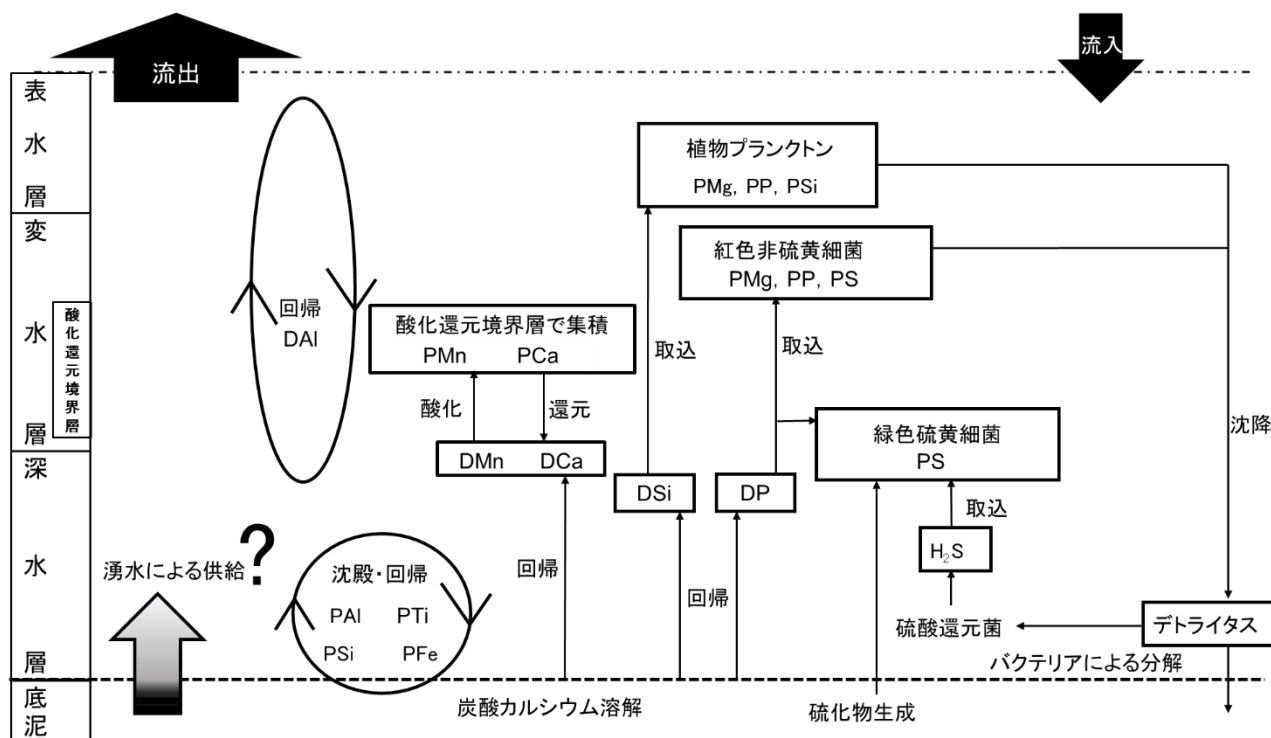


図 17 深見池における物質循環 (D: 溶存態, P: 懸濁態)

6. まとめ

2013 年 11 月 16 日には全層で DO が 0.90mgL^{-1} 以下と 1954 年以来初めての非常に珍しい現象を得たが, 2014 年, 2015 年には観測されなかった。

DBa, DCa, DFe, DMn は成層期において酸化還元境界層付近で高くなった。PCa と PMn は酸化還元境界層で極大値を観測した。Al は溶存・懸濁態共に多くの元素と異なった傾向を示した。底泥の主成分である PAI と PFe の相関があったため, PAI は底泥の影響ではないかと考えられた。

懸濁態微量元素の流入・流出地点の濃度は, Fe が一番高く平均 4.7mgL^{-1} で, Si, Ba, Al, Ca の順で高い濃度が観測された。DK, DNa, DMg は 1984 年に比べ 2013, 2014 年は濃度が低下したが, DCa は 2.5 倍に増加した。微量元素の鉛直濃度分布は, 6 パターンに分類されることが判った。各層で変化が生じるもの, 酸化還元境界層付近で何らかの変化が生じるものがあった。循環期においては, ほぼすべての元素が全層でほぼ一定値であった。紅色非硫黄細菌が確認された深度で, PCa, PMg, PP, PS の最大値または極大値を示した。その深度で存在していた PP は鉱物由来ではなく, 生物由来と考えられた。

降水と河川流入の合計は約 $281\text{m}^3\text{d}^{-1}$, 蒸発量と河川流出の合計は $793\text{m}^3\text{d}^{-1}$ であるため, 蒸発量と河川流出の合計の方が多い。これより, 地下水の存在が明らかとなった。PCa, PMg, PP の一日あたりの流入・流出量は, 河川流入量よりも流出量が多いことが判った。

7. 謝辞

この論文は愛知工業大学河川環境卒論ゼミの学生達と共に観測に行った。四日市大学大八木麻希先生, 横山亜希子, 寺野ひろ実の両先輩の助言を受けました。御礼申し上げます。

8. 参考文献

- 西條八束 (1975): クロロフィル測定法, 陸水学雑誌, 36, 103-109.
- 不破敬一郎編著 (1981): 生態と重金属, (株) 講談社, 203.
- 北村博, 森田茂廣, 山下仁平 (1984): 光合成細菌, (株) 学会出版センター.
- 糸川嘉則, 五島孜郎 (1994): 生体内金属元素, (株) 光生館, 228.
- 今井弘 (1997): 生態関連元素の化学, (株) 培風館, 201.
- 八木明彦 (1997): 湖沼の酸化還元境界層としての化学躍層におけるマンガンの特徴, 陸の水, 43 号.
- 西條八束, 三田村緒佐武 (2002): 新編湖沼調査法, (株) 講談社, 230.
- 日本分析化学会北海道支部編 (2005): 水の分析, (株) オービービー, 132-151.
- 大八木英夫 (2005) 涌池における湖水の理化学的特性とその形成機構. 日本水文科学会誌, 35:65-80.
- 日本陸水学会編 (2006): 陸水の事典, (株) 講談社, 578.
- 横山亜希子, 大八木麻希, 中川麻悠子, 八木明彦 (2012) 深見池における鉄・マンガンの流入・流出, 湖水中の存在状態, 陸の水, 55 号.
- 横山亜希子 (2013): 陸水及び浅海・干潟底泥における鉄・マンガンの挙動とその環境指標, 愛知工業大学.
- Takahashi and Ichimura (1968): Vertical distribution and organic matter production of photosynthetic sulfur bacteria in Japanese lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 13, 644-655.
- Sorokin, Yu. I. (1970): Interrelations between sulphur and carbon turnover in meromictic lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 66, 391-446.
- Emerson, S., R. E. Cranston and P. S. Liss (1979): Redox species in a reducing fjord: equilibrium and kinetic considerations. *Deep-Sea Res.*, 26A, 859-878.
- Stumm and Morgan (1981): *Aquatic Chemistry*, AWiley-Interscience publication., 460.
- Stumm, W. and J. J. Morgan (1981): *Aquatic Chemical*. 2nd. Ed., Wiley-Interscience, New York. = 780.
- Davison W., C. Woof and E. Rigg. (1982): The dynamics of iron and manganese in a seasonally anoxic lake; Direct measurement of fluxes using sediment traps. *Limnol. Oceanogr.*, 27, 987-1003.
- Burdige, D. J. and J. M. Gieske (1983): Chemical and microbiological studies of Sulfides-Mediated manganese reduction. *Geomicrobiol. J.*, 4, 361-387.

(受理 平成 28 年 3 月 19 日)