

# 大沼湖沼堆積物に基づく近年の堆積・流域環境変動の推定

落合伸也<sup>1</sup>・糸野妙子<sup>2</sup>

## Recent environmental changes in the catchment of Lake Onuma, Japan, inferred from lacustrine sediments

Shinya OCHIAI<sup>1</sup> and Taeko ITONO<sup>2</sup>

### Abstract

This study investigated recent environmental changes in the catchment of Lake Onuma, Japan, based on a physical and geochemical analysis of sediment cores obtained in 2011. Fluctuations in the sediment density, mineral grain size, and C/N ratio of the sediment cores indicate that the sediment yield in the catchment increased between the 1950s and 1970s, with this increase attributed to the artificial land transformation during this period. Clear mineral grain size peaks correspond to heavy rainfall events that caused local flooding and landslides in the catchment. The C/N ratio and  $\delta^{13}\text{C}$  values of the sediment core are within both the planktonic material and river sediment ranges, which suggest that the lacustrine sediment is an almost constant mixture of these two sources. However, the  $\delta^{15}\text{N}$  values have increased in the core since the 1950s, which reflects recent and ongoing anthropogenic nitrogen inflow into the lake.

**Key words:** *lacustrine sediment, physical properties, carbon and nitrogen isotope ratios, radionuclides*

キーワード：湖沼堆積物，物理特性，炭素・窒素同位体比，放射性核種

### 1. はじめに

湖沼は流域から流出する土砂や有機物などの地表物質の堆積地であり，これらの地表物質は湖内で生産される物質とともに湖沼堆積物として保存される．人為的・自然要因の流域環境変動（降水量変動，土地利用変化，植生変化など）や湖内の堆積環境変動（ダム化，導水路の建設，水位変動など）は，これらの流域由来，湖内生産の物質の量や特性に大き

---

2018年8月7日受付，2018年9月9日受理

<sup>1</sup> 金沢大学環日本海域環境研究センター低レベル放射能実験施設（〒923-1224 石川県能美市和気町オ24）

<sup>1</sup> Low Level Radioactivity Laboratory, Institute of Nature and Environmental Technology, Kanazawa University, Wake, Nomi, Ishikawa 923-1224, Japan

<sup>2</sup> 金沢大学環日本海域環境研究センター（〒920-1192 石川県金沢市角間町）

<sup>2</sup> Institute of Nature and Environmental Technology, Kanazawa University, Kakuma, Kanazawa, Ishikawa 920-1192, Japan

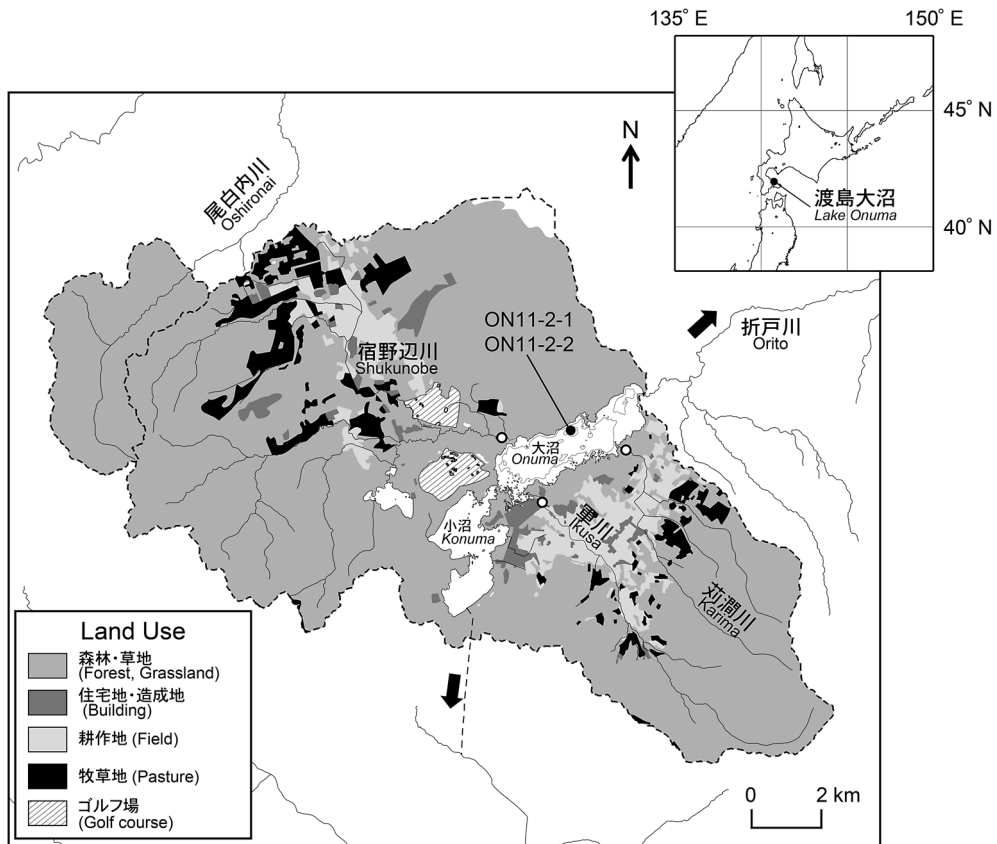
な影響を与えることから、湖沼堆積物の物理特性や地球化学的特性を用いた過去の環境変動の復元が行われている（例えば Kashiwaya et al., 1997; 2015; Ochiai et al., 2015a）。

北海道・渡島半島に位置する渡島大沼においても、人為的、自然要因の流域環境の変化が湖内の環境に影響を与えていることが明らかとなっている。近年では大沼の富栄養化の進行に伴う水質の悪化が懸念されており、水質の指標である化学的酸素要求量（COD）値は、2000年代においては3-5 mg/Lと環境基準値を上回っていると報告されている（北海道, 2013）。こうした大沼における富栄養化の要因は、畜産廃棄物などの人為的な窒素負荷が一因であると推定されているが（田中, 2005）、そのメカニズムについては不明確な点も多い。大沼における環境変動による影響を評価し、今後の予測につなげていくためには、過去の環境変動の記録が不可欠である。そこで本研究では、大沼の湖沼堆積物を用いて過去数十年間の流域環境・堆積環境変動を復元し、変動要因の推定に寄与することを目的とする。著者らは2011年より開始した大沼湖沼堆積物のボーリング調査研究の一環として、表層堆積物コアの物理特性および有機物の安定同位体比を用いた環境変動の復元を行ってきた。これらの研究では、堆積物コアの物理特性変動から流域での人工地形改変に関連した土砂流入量の増加や過去の豪雨イベントが堆積物に刻まれていることが明らかになったほか（Itono et al., 2015）、堆積物中有機物の安定同位体比変動から、大沼における人為的な窒素負荷の影響が推定された（Ochiai et al., 2015b）。本稿ではこれらの結果を概説するとともに、これまで得られた堆積物の物理特性および有機物特性の結果を統合的に検討し、過去数十年間の大沼の流域環境変動、堆積環境の変動の推定を試みた。

## 2. 試料と手法

渡島大沼は北海道渡島半島に位置し（Fig. 1）、1640年の駒ヶ岳噴火に伴って形成された堰止湖であると考えられている（吉本ほか, 2007）。湖盆は東側の大沼（水域面積：5.31 km<sup>2</sup>）と西側の小沼（水域面積：3.81 km<sup>2</sup>）に分かれており、両者は細い水路でつながっている。主要な流入河川である宿野辺川、軍川、苜澗川は大沼へ流入している。流出河川は大沼の東岸にある折戸川のみであったが、1965年に折戸川への流出口に水門が設けられ、水力発電と灌漑用の導水路が小沼南岸に建設されたため（吉住ほか, 1972）、現在では大沼の湖水は折戸川と導水路の双方へ流出する構造となっている。また、大沼北西に位置する尾白内川上流部から宿野辺川へと取水する導水トンネルが建設され、流域外から大沼へと導水されている。Fig. 1は大沼の流域の土地利用の分布（1983年当時）を示している。大沼の流域は大部分が森林や草地からなり、大沼の北西側の宿野辺川沿いと南東側の軍川、苜澗川下流域に耕作地や牧草地が分布している。また、宿野辺川の河口域にはゴルフ場が点在している。

2011年9月11日に佐竹式コアサンプラー（内径5.2 cm、離合社）を用いて、大沼の最深部付近（Fig. 1）にて2本の堆積物コア（ON11-2-1, 全長96 cm; ON11-2-2, 全長



**Fig. 1.** Location and land use map of Lake Onuma. The closed and open circles indicate the sampling points of the sediment cores and river sediment samples, respectively. The dashed line indicates the catchment area of Lake Onuma. (area in the far left means enlarged one in 1978). This map is modified using GIS data from the National Land Numerical Information by Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism and the 1:50,000 scale vegetation maps (Onuma-Koen, Komagatake, Usujiri, and Shikabe) produced by Biodiversity Center of Japan, Ministry of the Environment.

**図 1** (a) 渡島大沼の位置図と流域の土地利用図。堆積物コア（黒丸）および河床堆積物（白丸）の採取地点。破線は大沼の流域を示す（左端の部分は 1978 年に人為的に拡大された流域である）。地図データは国土数値情報（国土交通省）および 5 万分の 1 現存植生図「大沼公園」「駒ヶ岳」「白尻」「鹿部」GIS データ（環境省生物多様性センター）をもとに加工。

68 cm) を採取した。これらの堆積物コアは 1 cm 厚でスライスし、分析用の個別試料とした。また、2012 年 7 月にプランクトンネット（メッシュサイズ 0.072 mm, 離合社）を用いて同地点においてプランクトン試料の採取を行った。さらに、河川から流入する有機物を評価するため、主な流入河川である宿野辺川、軍川、荊澗川の河口付近において河床堆積物の採取を行った (Fig. 1)。

ON11-2-1 コアの堆積物試料については乾燥機 (110°C) での乾燥を行い、堆積物密度、生物起源シリカ量、鉍物粒子含有量、粒度分析等が行われた (Itono et al., 2015)。堆

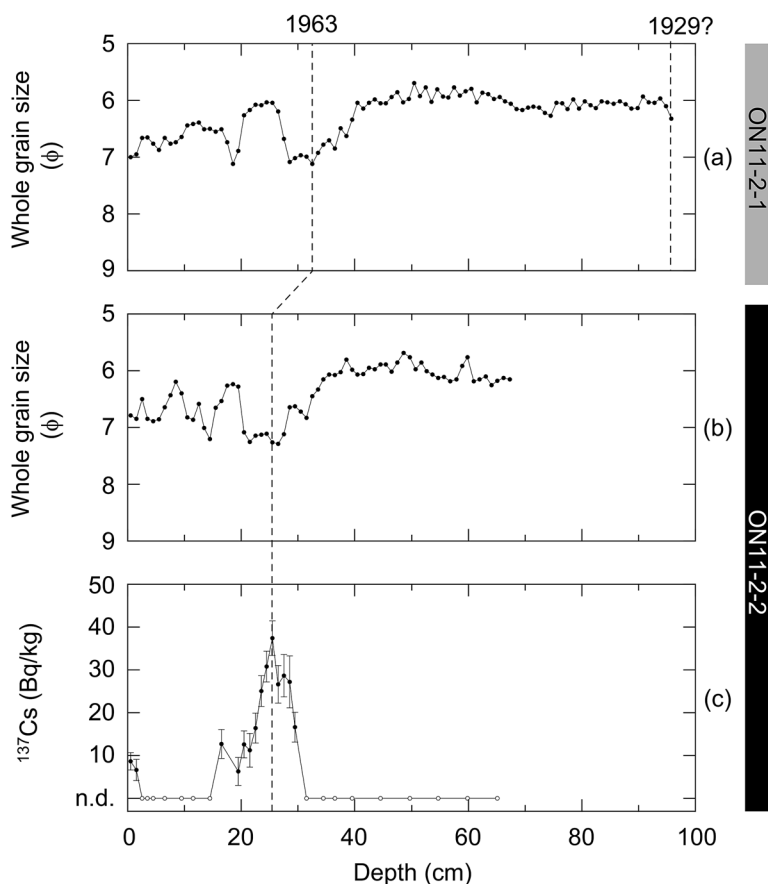
積物密度はヘリウムガス置換式の乾式自動密度計 (AccuPyc1330, Micromeritics) によって測定した。流域から流入する碎屑物由来の鉱物粒子の含有量と粒径を測定するため、Mortlock and Froelich (1989) に基づき、有機物、炭酸塩、生物起源シリカ (主に珪藻殻) を過酸化水素、塩酸、炭酸ナトリウム溶液にて除去し、その残留物を鉱物粒子含有量として測定した。全岩粒径 (堆積物中の全ての粒子を対象に測定した粒径) および上述の処理後の鉱物粒径 (鉱物粒子のみの粒径) はレーザー回折式粒度分布測定装置 (SALD2000J, 島津製作所) によって測定した。測定結果は粒度分布 (粒子径の頻度分布) として得られるが、本稿においては各試料の代表値として中央粒径を用いた。

ON11-2-2 コアの堆積物試料、プランクトン試料、および河床堆積物試料については、凍結乾燥し、全有機炭素含有量 (TOC)、全窒素含有量 (TN)、炭素・窒素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ )、 $^{137}\text{Cs}$  放射能濃度分析が行われた (Ochiai et al., 2015b)。凍結乾燥、粉碎後の試料を 1 mol/l HCl にて炭酸塩を除去し、TOC および TN は元素分析計 (2400 Series II, PerkinElmer)、炭素・窒素安定同位体比は同位体比質量分析計 (IsoPrime EA, GV Instruments; DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific) にて測定を行った。また、堆積物コアの年代を推定するため  $^{137}\text{Cs}$  放射能濃度の測定を行った。粉碎・均一化した堆積物試料をプラスチック袋に封入し、Ge 半導体検出器 (LOAX-51370-20, ORTEC) を用いた  $\gamma$  線スペクトロメトリーにより、 $^{137}\text{Cs}$  放射能濃度の測定を行った。

### 3. 結果と考察

#### 3.1. 堆積物の物理特性から見た流域環境および堆積環境変動

Fig. 2a, b は Itono et al. (2015) によって報告された ON11-2-1 および ON11-2-2 コアの全岩粒径の鉛直変動を示している。同地点で採取された ON11-2-2 コアにおいては  $^{137}\text{Cs}$  法 (Ritchie and McHenry, 1990) により大まかな堆積年代が推定されており (Ochiai et al., 2015b)、両コアの対比により ON11-2-1 の堆積年代も推定できる。ON11-2-2 コアにおいて、 $^{137}\text{Cs}$  は深度 0-2 cm と、深度 18-30 cm の範囲で検出され、深度 26 cm において濃度のピークが見られる。この濃度ピークが日本における大気圏内核実験由来の  $^{137}\text{Cs}$  の降下量のピークであった 1963 年と推定される (Katsuragi, 1983; Katsuragi and Aoyama, 1986; Igarashi et al., 1996)。表層 0-2 cm で少量検出された  $^{137}\text{Cs}$  は 2011 年の福島第一原子力発電所事故で放出されたものである可能性が考えられる。両方のコアで分析されている全岩中央粒径の変動の対比により、ON11-2-1 コアにおいては深度 32 cm が 1963 年と推定される (Fig. 2)。大沼で採取された、いくつかの堆積物コアでは 1929 年の駒ヶ岳噴火による火山灰層 (Ko-a) が観察されているが (Hasebe et al., 2015)、ON11-2-1 および ON11-2-2 コアにおいては目視では火山灰層が判別されなかった。Itono et al. (2015) では ON11-2-1 コアの深度 70 cm 付近に見られる粒径等の変動を 1929 年の火山灰層と推定しているが、最下部 (深度 96 cm) に見られる物理特性の変化を 1929 年の火山灰層であ

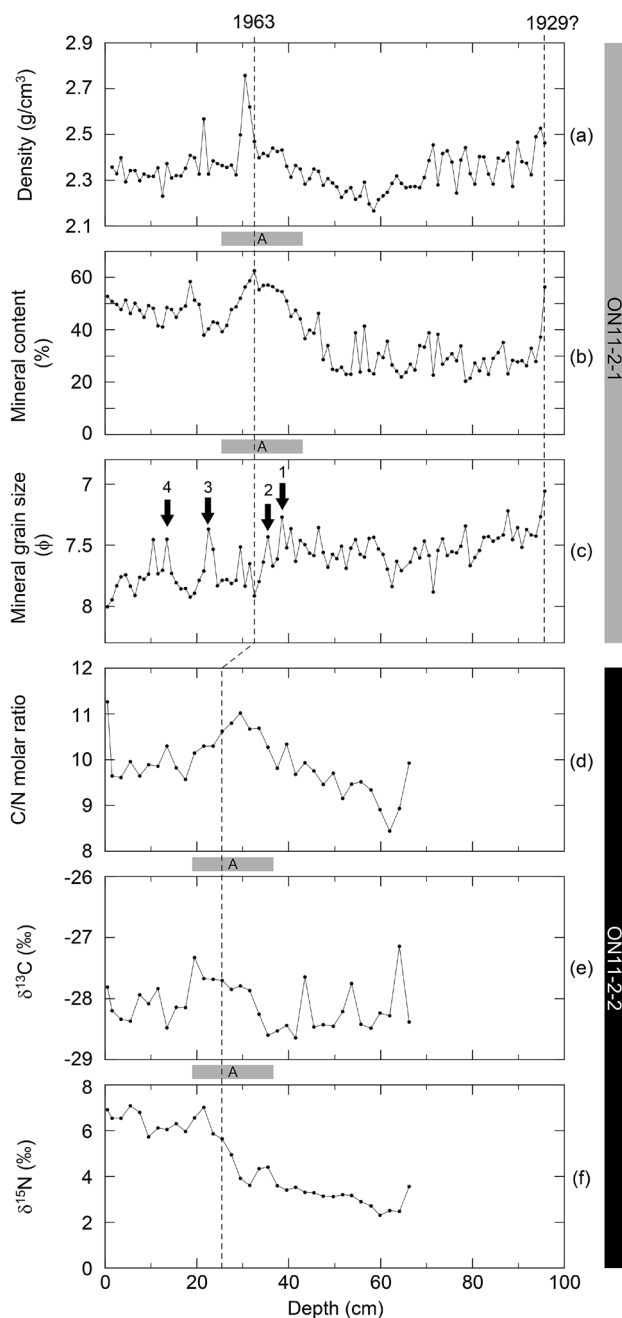


**Fig. 2.** Vertical changes in the whole grain size (median size) of the (a) ON11-2-1 and (b) ON11-2-2 cores. (c) Vertical changes in the <sup>137</sup>Cs activity concentration of the ON11-2-2 Core. Open circles indicate sample concentrations below the detection limit.

**図 2** (a) ON11-2-1 コアの全岩粒径, (b) ON11-2-2 コアの全岩中央粒径の鉛直変動, (c) ON11-2-2 コアの <sup>137</sup>Cs 放射能濃度の鉛直変動. 白丸は検出下限値以下の試料を示す.

るとする見方もある (福士ほか, 2019). ON11-2-1 コアの最下部を 1929 年と仮定すると, ON11-2-2 コアの最下部は 1940 年代頃と推定される.

Fig. 3a-c は ON11-2-1 コアの堆積物密度, 鈹物粒子含有量, 鈹物中央粒径の鉛直変動を示している (Itono et al., 2015). 堆積物密度は表層付近では  $2.3 \text{ g/cm}^3$  程度の値を示しているが, 深度 28 から 40 cm 付近に若干密度が高い層準が見られ, 30 cm には顕著なピークが認められる. それ以深では表層付近よりもやや低いか同程度の値を示している. 堆積物に含まれる流域由来の鈹物粒子含有量は, 表層から深度 45 cm 付近までは 50% 程度であったが, それ以深では 30% 程度に減少している. 鈹物粒子の中央粒径は表層から 30 cm までは約  $8 \phi$  ( $3.9 \mu\text{m}$ ) 程度であるが, それ以深では約  $7.5 \phi$  ( $5.5 \mu\text{m}$ ) と若干粗粒化し



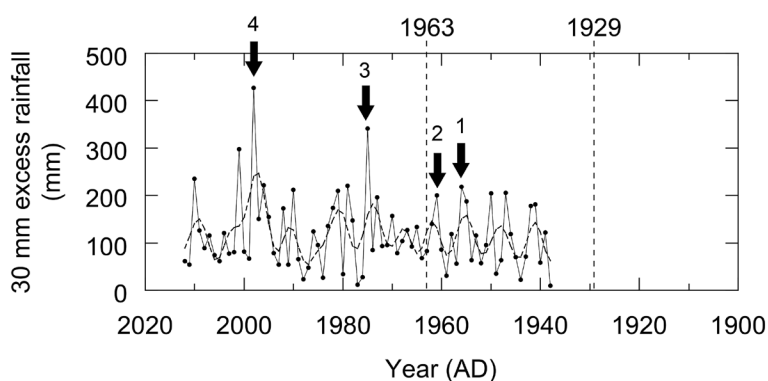
**Fig. 3.** Vertical changes in the (a) sediment density, (b) mineral content, and (c) mineral grain size (median size) of the ON11-2-1 Core, and the (d) C/N molar ratio, (e)  $\delta^{13}\text{C}$ , and (f)  $\delta^{15}\text{N}$  of the ON11-2-2 Core.

**図 3** ON11-2-1 コアの (a) 堆積物密度, (b) 鉱物粒子含有量, (c) 鉱物中央粒径の鉛直変動, および ON11-2-2 コアの (d) C/N 比, (e)  $\delta^{13}\text{C}$ , (f)  $\delta^{15}\text{N}$  の鉛直変動。

ているように見える。一般的に堆積物の密度は、鈳物粒子等の比較的密度の高い物質と有機物や珪藻殻等の比較的密度の低い物質の混合比を反映している。大沼においても密度と鈳物粒子含有量の変動には大まかな対応が見られ、深度 45 cm 以深では流域由来の鈳物粒子の寄与は比較的小さかったが、それ以浅では鈳物粒子の寄与が大きくなったと思われる。

特徴的な変動として ON11-2-1 コアの深度 25-33 cm 付近に、密度と鈳物含有量が高い層準が見られる (Fig. 3a, b 層準 A)。この変動は相対的に流域からの土砂流入量が大きくなったことを示唆している。流域における森林伐採や土地造成などの人工地形改変は、土砂侵食量の増加をもたらし、貯水池や湖沼堆積物の密度や堆積速度の変動として記録されることがある (Kashiwaya et al., 1997; Ochiai et al., 2015a)。この層準は  $^{137}\text{Cs}$  の測定結果によれば 1960 年代前後に相当するが、この時期には大沼流域、特に宿野辺川流域において牧場の開発などが行われている (森町, 1980)。Itono et al. (2015) では航空写真に基づいて、宿野辺川河口部におけるゴルフ場などのリゾート開発が 1950-1970 年代にかけて行われたことを示し、土砂流入量の増加はこうした流域における人工地形改変と結びつけている可能性を指摘している。

湖沼堆積物の鈳物粒径は、湖沼一流域系内で土砂粒子を運搬する水流の強さ、即ち降水量や河川流量などの流域水文環境の変動の指標となるほか (寫田ほか, 2002; Kashiwaya et al., 2015)、湖内の流動や水深の変動にも影響を受ける (Itono et al., 2012)。ON11-2-1 コアの鈳物中央粒径の変動にはいくつかのピークが見られ、何らかの水文環境の変動が起こったことを示唆している (Fig. 3b ピーク 1-4)。Fig. 4 は森観測所 (気象庁) において観測された 30 mm 超過降水量の年変動を示している。ここで 30 mm 超過降水量とは、30 mm を超過した日降水量の超過分を各年において合計したものである。30 mm 超過降



**Fig. 4.** Temporal changes in the 30-mm excess rainfall observed at Mori Observatory (Japan Meteorological Agency) (solid line). The dashed line indicates the filtered fluctuation of the excess rainfall (modified after Itono et al., 2015).

**図 4** 30 mm 超過降水量の年変動 (実線)。破線はフィルター処理を行った変動を示す (Itono et al., 2015 を修正)。

水量の変動にはいくつかの豪雨イベントのピークが見られる(1955年, 1961年, 1875年, 1998年). このうち1955年の豪雨, および1975年の台風6号による豪雨では, 当地域において洪水や土砂災害などの被害が記録されている(森町, 1980; 七飯町史編纂委員会, 2001). 鈹物中央粒径の変動に見られたピークはこれらの豪雨イベントと対応しているように見える. コアの堆積年代推定の精度の問題から, ピークの対応には検討の余地があるものの, こうした豪雨による大沼流域での土砂移動イベントが堆積物の物理特性に記録されていると考えられる.

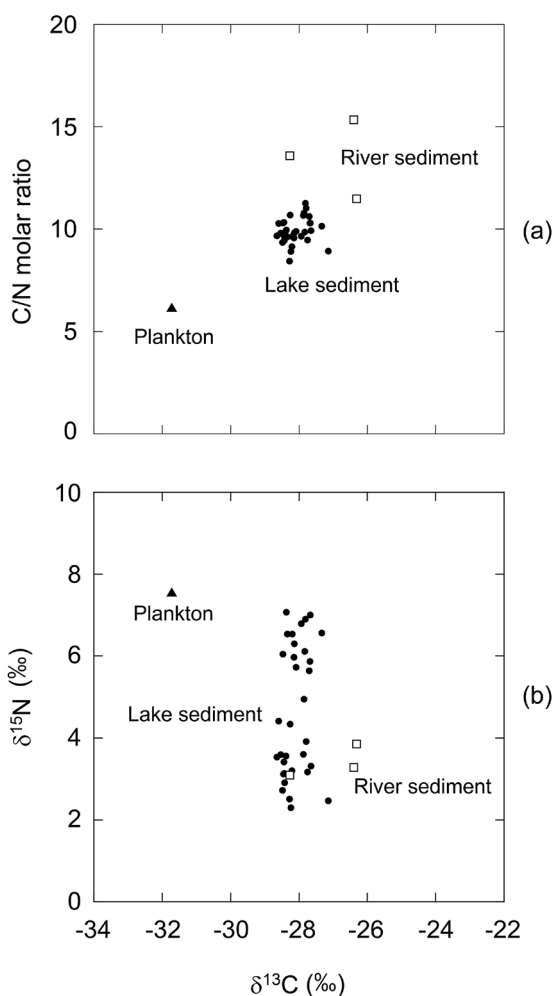
また, 1963年頃を境に鈹物中央粒径が若干細粒化している傾向が見受けられる. これは1965年に行われた折戸川流出口への水門建設および小沼への導水路建設により, 湖水の流動が変化したことに対応しているかもしれない.

### 3.2. 堆積物中の有機物特性から見た流域環境および堆積環境変動

Fig. 3d-fはOchiai et al. (2015b)によって報告されたON11-2-2コアのC/N比, 炭素安定同位体比( $\delta^{13}\text{C}$ )および窒素同位体比( $\delta^{15}\text{N}$ )の鉛直変動を示している. ここでC/N比はTOC/TNのモル比により求めている. C/N比は9-11で推移し, 20-35 cm付近の層準では若干高い値を示している.  $\delta^{13}\text{C}$ 値は-29から-27‰で推移し, C/N比と同様に20-35 cm付近では若干高い層準がある.  $\delta^{15}\text{N}$ は最下層では2‰程度であるが, 上方に向かって次第に増加する傾向が見られ, 表層では7‰程度の値を示す.

Fig. 5aはON11-2-2コアの堆積物と, 有機物の供給源である湖内のプランクトンと流入河川(宿野辺川, 軍川, 荊澗川)の河床堆積物中有機物の $\delta^{13}\text{C}$ とC/N比の関係を示している. この図において河床堆積物のC/N比は11-15と比較的高い値を示すのに対し, プランクトンは約6と低い.  $\delta^{13}\text{C}$ 値も河床堆積物の-28から-26‰に対し, プランクトンは約-32‰と大きく異なる値を示している. 一般的に, プランクトンのC/N比は10以下の比較的低い値を示すのに対し, 陸上植物では20以上の高い値を持つことが知られている(Meyers, 1994). このことから河床堆積物中の有機物は陸上植物由来であることが推定される. これらの値の違いから湖内プランクトン由来の有機物と河川から流入する陸域由来の有機物を区別できる. この図においてON11-2-2コアの堆積物は現生のプランクトンと河床堆積物の間にプロットされ, 堆積物に含まれる有機物は, プランクトンと河川から流入する有機物の混合物であることが示唆される. また, 堆積物の値はこの図上でほぼ一定の位置に分布することから, これらの供給源の寄与率は若干の変動を除き概ね一定であったと考えられる.

ON11-2-1コアで見られた1960年代前後の密度・鈹物粒子含有量の高い層準は, 対応するON11-2-2コアの層準(深度40-20 cm)では, C/N比および $\delta^{13}\text{C}$ の値が若干高くなっている傾向がみられる(Fig. 3d). Fig. 5aの図上でこの変動は, プランクトンから離れ, 河床堆積物の値に近づく変動であり, この時期にプランクトンの寄与が低くなり陸域由来の有機物の寄与が増加したと解釈できる. 能登半島の貯水池堆積物を用いて行われた研究では, 流域での森林伐採により土砂侵食量が増加し, 堆積物中のC/N比の上昇が見られ



**Fig. 5.** (a)  $\delta^{13}\text{C}$ -C/N ratio and (b)  $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$  plots of the sediment and organic matter sources for Lake Onuma. The closed circles correspond to the sediment samples, and the closed triangle and open squares correspond to planktonic materials and river sediments, respectively (modified after Ochiai et al., 2015b).

**図5** ON11-2-2 コアの堆積物、プランクトン、河床堆積物の (a)  $\delta^{13}\text{C}$ -C/N 比、および (b)  $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$  の関係 (Ochiai et al., 2015b を修正)。

た事例がある (Ochiai et al., 2015b)。このことから有機物特性の観点からも、1960 年代前後の大沼流域での人工地形改変により土砂流入量増加が起こった可能性をサポートするものである。

一方で、堆積物の  $\delta^{15}\text{N}$  はこれらのイベントとはあまり対応関係が見られず、期間を通して次第に増加する傾向を示している。堆積物、プランクトンおよび河床堆積物の  $\delta^{13}\text{C}$ -

$\delta^{15}\text{N}$  図 (Fig. 5b) では、河床堆積物の  $\delta^{15}\text{N}$  は 3% 前後と比較的低い値を示すが、プランクトンは約 7.5% と高い  $\delta^{15}\text{N}$  値を示している。このことから、現在の堆積物の  $\delta^{15}\text{N}$  が高い要因として、高い  $\delta^{15}\text{N}$  値をもつプランクトンの寄与が考えられる。また、堆積物の  $\delta^{15}\text{N}$  値は当初は河床堆積物に近い値を示していたものの、プランクトン側に移動する変動を示している。C/N 比の考察より、堆積物に対するプランクトンの寄与率自体はそれほど変化していないことから、堆積物の  $\delta^{15}\text{N}$  が増加してきた原因としては、プランクトン自体の  $\delta^{15}\text{N}$  値が増加してきたためと推定される。光合成プランクトンの  $\delta^{15}\text{N}$  は主に栄養塩などの溶存無機態窒素の同位体組成を反映しているため (Fogel et al., 1992)、大沼の湖水中の溶存無機態窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  が増加してきた可能性が考えられる。降水中に含まれる無機態窒素に比べて、下水や家畜由来の窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  は高い値を示すことが知られており (Heaton, 1986; Fogg et al., 1998)、人為的な窒素負荷が顕著な河川流域においては  $\delta^{15}\text{N}$  値の上昇が起こることが報告されているほか (Valiela et al., 2000; Carmichael et al., 2004)、湖沼堆積物の  $\delta^{15}\text{N}$  に基づく湖沼の富栄養化の研究も行われている (Liu et al., 2010)。これらのことから、河川を通じた人為的な窒素負荷が大沼湖水中の  $\delta^{15}\text{N}$  値の上昇に繋がり、それを取り込むプランクトン、そして堆積物の  $\delta^{15}\text{N}$  に反映されてきたのではないかと推定される。こうした堆積物の変化は近年進行してきた大沼の富栄養化を反映したものであると考えられる。大沼への人為的な窒素負荷の要因の一つとして考えられているのが畜産廃棄物である。田中 (2005) は三つの主要河川から流入する窒素のうち約 50% が畜産廃棄物由来の窒素であると推定している。本研究で得られた堆積物コアの  $\delta^{15}\text{N}$  の記録からは、1950–1960 年代頃から急速に人為的窒素の寄与が増えたと見られ、その影響は現在でも続いていることを示している。

#### 4. ま と め

本研究においては、2011 年に渡島大沼で採取された堆積物コアの物理特性、有機物特性に基づいて過去数十年間の堆積環境、流域環境変動を推定した。1960 年代前後の層準に見られた堆積物密度、鉍物粒子含有量、および堆積物中有機物の C/N 比の変動は、この時期に流域からの土砂供給量が増加したことを示し、この時期に行われた流域における人工地形改変と結びついている可能性が示唆された。また、鉍物粒径の変動にはいくつかの粗粒化するピークが見られ、これらは周辺地域において洪水や土砂災害などの被害が記録されている豪雨イベントと対応している可能性がある。

堆積物の窒素同位体比  $\delta^{15}\text{N}$  は 1950 年代頃から 2% から 7% へ増加していた。河床堆積物の  $\delta^{15}\text{N}$  は 3% 前後と比較的低い一方で、現生のプランクトンは約 7.5% と高い  $\delta^{15}\text{N}$  値を示すことから、堆積物の  $\delta^{15}\text{N}$  値の上昇はプランクトンの  $\delta^{15}\text{N}$  値の上昇によると考えられる。これは河川を通じた人為的な窒素負荷によるものと推定される。このことから、人為的窒素の寄与が 1950 年代頃から増加し、現在でもその影響が継続していると思われる。

## 謝 辞

渡島大沼での堆積物試料の採取にあたり、金沢大学の柏谷健二教授、長谷部徳子教授、福士圭介准教授、村上拓馬博士、岐阜大学の勝田長貴准教授、北海道教育大学の雁澤好博教授、田中邦明教授、北海道大学の今井一郎教授、大沼漁業協同組合の皆様のご協力を頂いた。また、堆積物の同位体比分析にあたり、金沢大学の長尾誠也教授、長谷川卓教授、後藤晶子博士、石川県立大学の米林甲陽教授、岡崎正規教授にご協力を頂いた。ここに記して深く感謝申し上げます。

## 引 用 文 献

- Carmichael, R.H., Annett, B., and Valiela, I. (2004) Nitrogen loading to Pleasant Bay, Cape Cod: application of models and stable isotopes to detect incipient nutrient enrichment of estuaries: *Mar Pollut Bull*, **48**, 137-143.
- Fogel, M.L., Cifuentes, L.A., Velinsky, D.J., and Sharp, J.H. (1992) Relationship of carbon availability in estuarine phytoplankton to isotopic composition: *Mar Ecol Prog Ser*, **82**, 291-300.
- Fogg, G.E., Rolston, D.E., Decker, D.L., Louie, D.T., and Grismer, M.E. (1998) Spatial variation in nitrogen isotope values beneath nitrate contamination sources: *Ground Water*, **36**, 418-426.
- 福士圭介・矢部太章・糸野妙子・落合伸也・村上拓馬・長谷部徳子・柏谷健二 (2019) 北海道渡島大沼湖沼堆積物におけるヒ素の存在形態と環境動態：地形, **40**, 57-75.
- Hasebe, N., Itono, T., Katsuki, K., Murakami, T., Ochiai, S., Katsuta, N., Wang, Y., Lee, J.Y., Fukushi, K., Ganzawa, Y., Mitamura, M., Tanaka, K., Kim, J.Y. and Kashiwaya, K. (2015) Possible age models for Lake Onuma lacustrine sediments based on tuffs recovered in three cores: In: Kashiwaya, K., Shen, J. and Kim, J.Y. (eds.) *Earth Surface Processes and Environmental Changes in East Asia*, Springer, Tokyo, 239-255.
- Heaton, T.H.E. (1986) Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review: *Cheml Geol*, **59**, 87-102.
- 北海道 (2013) 平成 24 年度 公共用水域の水質測定結果：北海道, 札幌市, 729p.
- Igarashi, Y., Otsuji-Hattori, M. and Hirose, K. (1996) Recent deposition of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  observed in Tsukuba: *J Environ Radioactiv*, **31**, 157-169.
- Itono, T., Kashiwaya, K., and Sakaguchi, A. (2012) Disastrous flood events found in lacustrine sediments from Lake Biwa: *Transactions, Japanese Geomorphological Union*, **33**, 453-468.
- Itono, T., Kashiwaya, K., and Ochiai, S. (2015) Reconstructing modern hydro-environmental fluctuations inferred from lacustrine sediment in Lake Onuma, Hokkaido: In: Kashiwaya, K., Shen, J. and Kim, J.Y. (eds.) *Earth Surface Processes and Environmental Changes in East Asia*, Springer, Tokyo, 269-285.
- Kashiwaya, K., Okimura, T., and Harada, T. (1997) Land transformation and pond sediment information: *Earth Surf Process Landf*, **22**, 913-922.
- Kashiwaya, K., Okimura, T., Itono, T., Ishikawa, K., and Kusumoto, T. (2015) Present earth-surface processes and historical environmental changes inferred from lake-catchment systems: In: Kashiwaya, K., Shen, J. and Kim, J.Y. (eds.) *Earth Surface Processes and Environmental Changes in East Asia*, Springer, Tokyo, 1-24.
- Katsuragi, Y. (1983) A study of  $^{90}\text{Sr}$  fallout in Japan: *Pap Met Geophys*, **33**, 277-291.
- Katsuragi, Y. and Aoyama, M. (1986) Seasonal variation of Sr-90 fallout in Japan through the end of 1983: *Pap Met Geophys*, **37**, 15-36.
- Liu, E., Shen, J., Zhang, E., Wu, Y. and Yang, L. (2010) A geochemical record of recent anthropogenic nutrient loading and enhanced productivity in Lake Nansihu, China: *J Paleolimnol*, **44**, 15-24.
- Meyers, P.A. (1994) Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic

- matter: *Chem. Geol.*, **114**, 289-302.
- 森町 (1980) 森町史: 北海道森町, 1280p.
- Mortlock, R. A. and Froelich, P. N. (1989) A simple method for the rapid determination of biogenic opal in palagic marine sediments: *Deep-Sea Research*, **36**, 1415-1426.
- 七飯町史編纂委員会 (2001) 七飯町史続刊: 北海道七飯町, 934p
- Ochiai, S., Nagao, S., Yonebayashi, K., Fukuyama, T., Suzuki, T., Yamamoto, M., Kashiwaya, K., and Nakamura, K. (2015a) Effect of deforestation on the transport of particulate organic matter inferred from the geochemical properties of reservoir sediments in the Noto Peninsula, Japan: *Geochemical Journal*, **49**, 513-522.
- Ochiai, S., Nagao, S., Itono T., Suzuki, T., Kashiwaya K., Yonebayashi, K., Okazaki, M., Kaeriyama, M., Qin, Y-X., Hasegawa, T., and Yamamoto, M. (2015b) Recent eutrophication and environmental changes in catchment inferred from geochemical properties of Lake Onuma sediments in Japan: In: Kashiwaya, K., Shen, J. and Kim, J.Y. (eds.) *Earth Surface Processes and Environmental Changes in East Asia*, Springer, Tokyo, 257-268.
- Ritchie, J.C. and McHenry, J.R. (1990) Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil-erosion and sediment accumulation rates and patterns – a review: *J Environ Qual* **19**, 215-233.
- 寫田敏行・柏谷健二・兵頭政幸・増澤敏行 (2002) 余呉湖湖沼堆積物解析から推定される後期完新世の湖沼 – 流域系水文環境変動: 地形, **23**, 415-431.
- 田中 孝 (2005) 富栄養化した湖沼の水質汚濁要因である流域の土地利用と河川水質 – 渡島大沼を事例として – : 環境共生, **11**, 13-22.
- Valiela, I., Geist, M., McClelland, J. and Tomasky, G. (2000) Nitrogen loading from watersheds to estuaries: Verification of the Waquoit Bay Nitrogen Loading Model: *Biogeochemistry*, **49**, 277-293.
- 吉本充宏・宝田晋治・高橋 良 (2007) 北海道駒ヶ岳火山の噴火履歴: 地質学雑誌, **113**, 81-92.
- 吉住善好・阿刀田光紹・伊藤富子・米川年三 (1972) 最近の大沼湖群 (大沼, 小沼, 蕁菜沼) の水質について: 北海道水産孵化場報告, **27**, 43-58.