

尾瀬沼の水質、外来種コカナダモと在来水草の分布 (2023-2024)

野原 精一¹⁾

¹⁾ 茨城県つくば市松代 4 丁目

1. はじめに

尾瀬沼は面積 1.6 km²、最大水深 9.5m、水容積 5.19x10⁶ m³、集水面積 13.1 km²、滞留時間 107 日、水位変動約 3m の自然湖沼である (野原, 1988)。

尾瀬沼の外来種コカナダモ (*Elodea nuttallii*) について、侵入状況 (星, 1982 ; 氏家ら, 1985)、分布調査 (栗田ら, 1988 ; 大森・生嶋, 1988) について調査され、群馬県でも継続的に生息状況や生育条件などの検討がされてきていた (矢島ら, 1985 ; 矢島, 1987)。1960 年代に日本に帰化が確認され (生嶋・蒲谷, 1965)、現在日本の各地に広がり (生嶋, 1980 ; 角野, 1994)、北海道にも侵入した事が確認されている (滝田・角野, 1997)。

筆者は 1987 年から調査を開始し (Hanazato and Nohara, 1992ab)、ほぼ成層期にある夏期に毎年調査を行い、これまでの経過を随時報告してきた (野原 1988 ; 野原ら 1989 ; 野原 1992 ; 野原, 1994 ; 野原, 1998 ; 野原・矢部, 2000 ; 野原・矢部, 2002 ; 野原, 2004 ; 野原, 2006 ; 野原, 2007 ; 野原, 2009 ; 野原, 2012 ; 野原, 2016 ; 野原, 2018 ; 野原, 2020 ; 野原, 2023)。調査は水質・底質調査を含めた尾瀬沼生態系の総合モニタリングとして継続してきた。外来種コカナダモの群落等の経年変化とその原因を明らかにするため環境と生物のモニタリングを続けてきた。本報告では主に 2023 年～2024 年のモニタリング結果を報告する。

調査にあたって尾瀬沼ビジターセンター、長蔵小屋、尾瀬沼ヒュッテ、尾瀬保護財団、檜枝岐自然保護官事務所、東京電力、南総建 (株) の方々から調査時に便宜を計っていただいた。この場でお礼申し上げる。

2. 方法

2-1 水草分布図

尾瀬沼全体の湖底の状況を把握するため、魚群探知機 (Lowrance Hook Reveal 5, 83/200Hz) を使って観測し、正確な湖盆図は 2015 年、2018 年、2020 年、2021 年のデータの魚探測深データをもとにソフト Reef Master V.2 で作成した (図 1)。

水生植物の同定は、小型ドレッジで採取した植物の直接確認や水中ビデオカメラ (GoPro) 等を用いて群落のビデオ観察で行った。水深の測定やプロファイル画像取得には GPS・サイドソナー が付いた魚群探知機 (997c-GPS-Fishing System, HUMMINBIRD) を用いた。2023-24 年には GPS 魚群探知機で尾瀬沼棧橋から湖心に向かうライン上 (図 2) 及びライントランセクト (a-b) 定点の水草の繁茂状況を測定し、GPS 及びデジタルカメラで船上から状況を記録した (図 3)。水生植物の空間的な広がりを知るためにドローン (Phantom 4 Pro V2.0, DJI JAPAN 社) を用いて 2022 年 8 月 3 日に 149m 地上高度から 60%オーバーラップで自動撮影を行った。画像は Affinity Photo (Serif (Europe) Ltd.) を用いて簡易的に写真合成を行った。大江湿原の地下水位計パイプを湿原中央の木道付近、三本カラマツ近傍の湿原、ライントランセクトの最深部付近に設置し地下水位の計測を 2022 年から実施した。

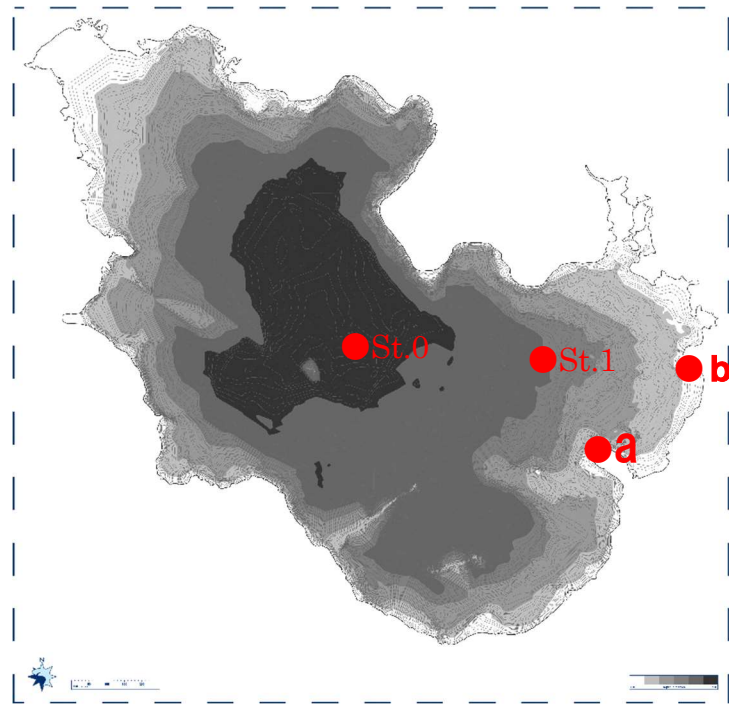


図1. 湖盆図。2015年、2018年、2020年、2021年のデータをもとに作図した。



図2. 2023年8月2日棧橋（左）～檜の突き出し（右）へのライントランセクト。
ポリビンは10m毎の目印。

2-2 ライントランセクト調査

毎年同じ地点でのコカナダモの状況、成長を正確に測定するために目盛りのついたロープ（ライン ab, a : 檜の突き出しのシラカバ, b : 長蔵小屋近傍の棧橋の左側杭）下の水平 10m毎の定点で、水中カメラ・目盛付メジャーを使って、2023年8月3日、2024年7月25日に水深と群落高を測定した（図4）。



図 3. ライントランセクト（2022 年 8 月 2 日）のドローンで撮影した合成画像

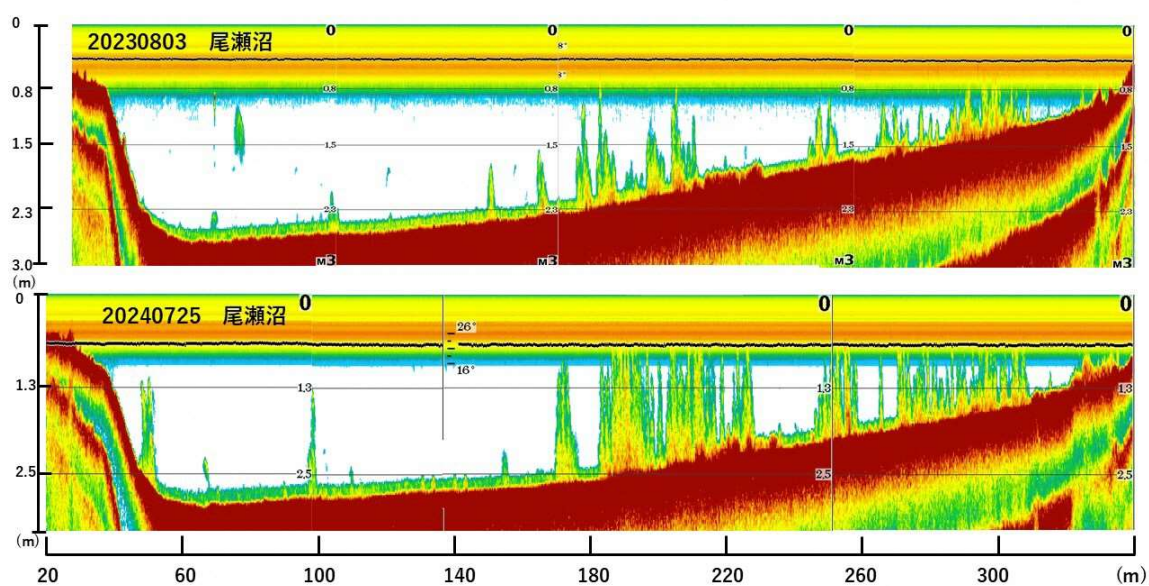


図 4. 0m（左）～330m（右）地点の魚探画像（上図：2023 年 8 月 3 日、下図：2024 年 7 月 25 日）。

湖底（茶色部分）には主にヒロハノエビモ（黄と茶色部分）が多く見られる。

50-160mの地点は多くの場所は裸地化している。

2-3 尾瀬沼及びその流入河川の水質及び底質調査

2023 年～2024 年には湖心において底泥を外径 60mm の底泥の不攪乱コアを重力式佐竹式コアサンプラー（離合社）で採取し（図 5）、2cm または 4cm 毎に切り分けてポリプロピレン製の U-8 容器に保存し、60℃で乾燥し含水率、乾重／生重比をもとめた。

尾瀬沼の湖心で 2013 年 9 月に採取されたボーリングコアの深度 30-32cm の堆積物試料について、加速器質量分析法（AMS 法）による放射性炭素年代測定を行った。測定試料は、加速器質量分析計（パレオ・ラボ、

コンパクト AMS : NEC 製 1.5SDH) を用いて測定した。得られた ^{14}C 濃度について同位体分別効果の補正を行った後、 ^{14}C 年代、暦年代を算出した。湖心 (St. 0) と湖心に向かう途中のコカナダモ群落近傍 (St. 1) で、ポータブル水質計 (Pro ODO、WM-22EP) を用いて現場水質を測定した (図 6)。St. 0 及び St. 1 では北原式採水器を用いて採水し、ペットボトルに密栓して冷蔵して持ち帰った。尾瀬沼への流入河川の栄養塩負荷量を比較するため、湖沼東側の主な流入河川の採水を行った。pH、水温は現場で測定した。

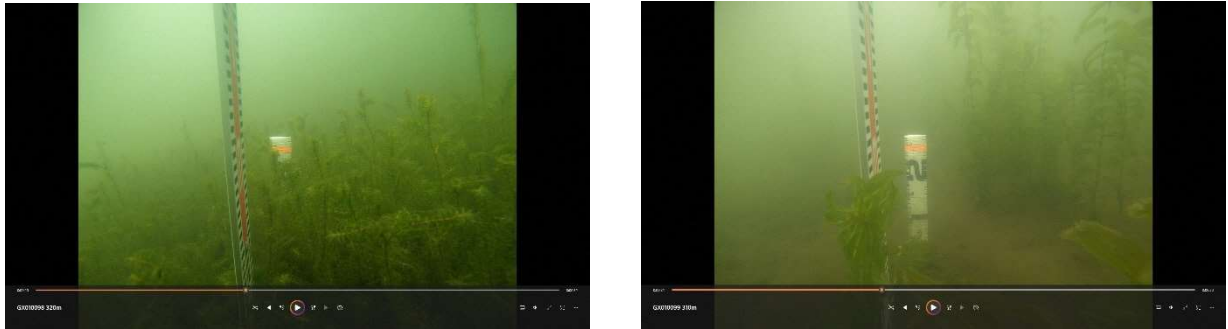


図 5. 水中ビデオ画像から作成した湖底のスナップショット (2024 年 7 月 25 日ライトランセクト下 (左) 310m 付近 (右) 320m 付近)。
(左) コカナダモは部分的に密で、(右) ヒロハノエビモが多い。

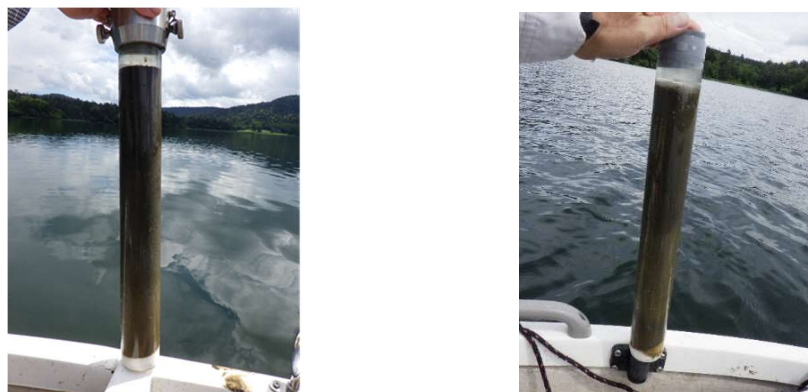


図 6. 尾瀬沼湖心の底質コアサンプル (2023 年 8 月 4 日、2024 年 7 月 25 日)。
30 cm 付近に無機の白い層がある。

3. 結果及び考察

3-1 水生植物群落の分布

野原・矢部 (2000) によれば、水深 0.5m から 5.8m まで (平均水深 2.2m) コカナダモが分布して、水深 1.6m 辺りにはヒロハノエビモが点在して生育していた。コカナダモ、センニンモは 1997 年には最深の 6m、1999 年には最深で 7m の地点から生育が確認された。2002、2003 年にはコカナダモは 5~5.6m の地点で生育していたが、センニンモも 5.6m で確認できた。近年、水深 4m 付近ではコカナダモなど水草が見られない裸地状態であったが、2016 年には元のコカナダモの優占する群落が復活した。かつては、在来種の抽水植物 (イヌドクサ、オオフトイ) や浮葉植物 (ジュンサイ、ヒツジグサ) の群落内にも密生していたが、2017 年現在そのコカナダモの姿はあまり多くない。2015 年には水深 2.5m 付近に大きな群落があったがその前後には裸

地が目立っていた。群落が切れ目なく生えていたのは水深 1m 以浅であったことから残存していた僅かな個体から再成長を始めたと見られる。2016 年には水深 5m まで草高が低い群落が分布を拡大して、浅いところ以外広く分布していたことが判明した。約 1 年でコカナダモ群落の分布が広がることが記録された。植物の変化が急激なので、コカナダモ群落の動態把握は毎年の観察が必要であろう。図 4 には沿岸 St.1 から栈橋までの魚探画像を示した。2022 年 8 月にはドローンを使って 149m 高度から水生植物の空間分布を撮影した。栈橋近辺にはヒロハノエビモの群落がパッチ状に観察されたが、コカナダモについては目立った群落は見られなかった。ジュンサイ、オオフトイ、ササバモ、ヒツジグサ、ヒロハノエビモ、イヌドクサの群落は従来の分布域にあり、今回の撮影で詳細な分布域が記載できた。今後継続的なドローン撮影で分布域のモニタリングは容易にできよう。

3-2 ライントランセクト調査

1987 年以来コカナダモ群落の成長や発達は一進一退を繰り返していたが 2010 年には様相が一変し、水深 1.5m 以深の多くの場所が裸地化しコカナダモ群落の多くが衰退し、ごく一部に残った個体のみが見られた。2012 年には更に衰退が進み、水深 1 m 以深からは痕跡程度のコカナダモの純群落であった沿岸湖底では全く植物が見られない完全な裸地状態となった。一方、2014 年には浅い場所からヒロハノエビモ群落が拡大してきていた。

ライントランセクト下は水深 1～3m 深のほぼどこにでもコカナダモ群落が完全に復活してきていた。2017 年にはやや深い場所で群落の無い裸地が出現した。そこは 2018 年には群落はほぼ回復していた。2019 年には群落の草高がやや小さく生育が悪かった。2019 年と 2020 年の平均草高（平均値±SD）は、それぞれ 23±33 cm、23±9cm となっていた。2019 年には裸地が目立ちはじめ、2020 年には更に群落が衰退した。2010 年以降には数年の間隔でコカナダモ群落の成長が良くなったり衰退したりするような状況が見られ、生育の良し悪しの間隔が大きくなりまたその振幅も大きくなってきたと考えられる。2020 年にはライントランセクト下にはわずかのコカナダモがあるだけになり、栈橋近くあたりにはヒロハノエビモが優占してきた。2022 年 8 月 2 日のドローンで撮影した合成画像（図 3）からもパッチ状に見える沈水植物はヒロハノエビモであった。

3-3 尾瀬沼生態系の変遷

気象庁の全国異常気象概況平成 22 年によると、2010 年 6 月から 9 月にかけて、太平洋高気圧の勢力が強く、全国的に記録的な高温となった。強い太平洋高気圧に覆われることが多かった 8 月の気温が高く月平均気温の高い記録を更新した（気象庁、2011）。2010 年は全国的な猛暑の夏で、日本各地で様々な現象が起こったが、尾瀬沼でもその高温影響の可能性はあるが、その詳細は不明である。広がってきたヒロハノエビモとの競争でコカナダモが生育地を奪われた形跡はなく、経過観察からコカナダモが自滅した後にヒロハノエビモ群落広がってきたと考えられた。2010 年の壊滅的な衰退のあとにコカナダモはしばらく復活してきていないので、このまま在来種が徐々に増えてやがて元の状態に戻ると推定されていた。ところが、2015 年 9 月の魚探調査でコカナダモ群落の多くが元通りに復したことが確認された。

図 8 に湿原の地下水位変化、三本カラマツ付近の地下水位と尾瀬沼水位変化、お墓近傍の湿原地下水位と尾瀬沼水位変化を示した。12 月半ばから尾瀬沼の水位が下がり、積雪に覆われた大江湿原では降水による地下水への水の供給が無くなるため、3 本カラマツ付近の大江湿原の地下水位は徐々に低下した。2.5m の湖水

位の低下時期には大江湿原の中央部における地下水位へ影響はほとんど認められなかった。水門操作によって尾瀬沼水位が上昇する4月から三本カラマツ付近の地下水位は上昇し、融雪による水位増加により0.4mの地下水位増加が観察されたが、湿原中央では軽微な変化しか認められない。尾瀬沼の水位変動による下流の湿原へ乾燥化の懸念は杞憂であろう。

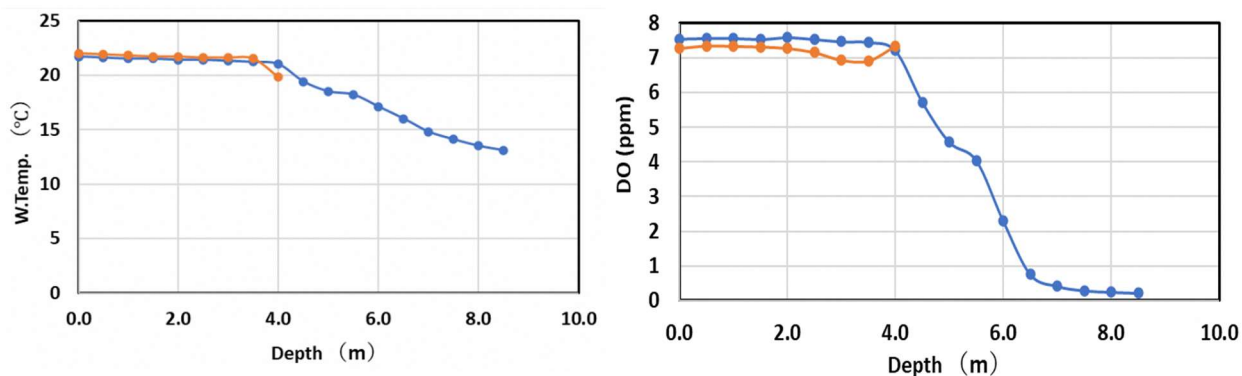


図7. 湖心と沿岸における水温と深さの関係
(左)、溶存酸素濃度と水深の関係(右) 2024年7月25日。

尾瀬沼の水位変動と高層湿原の地下水位の関係 (2022-2023)

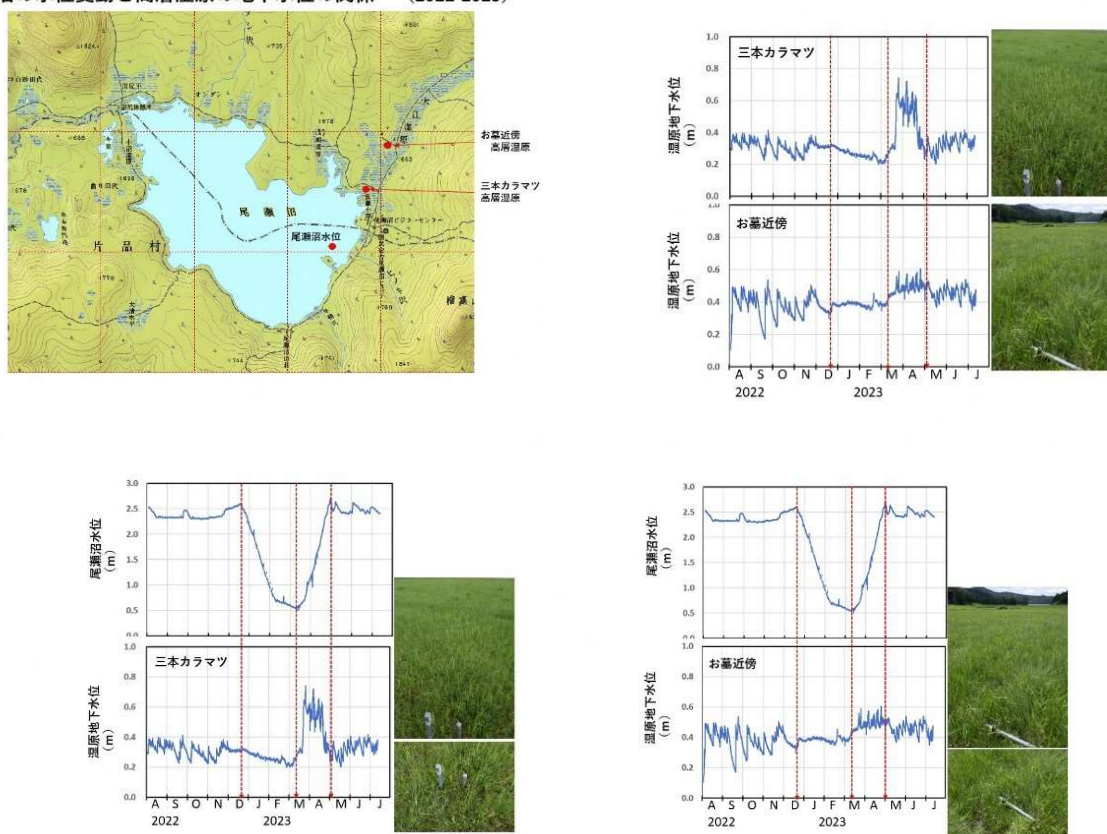


図8. 尾瀬沼と湿原の水位変化 (2022-2023年)。(左上) 位置図 (右上)
地下水位変化 (左下) 三本カラマツ付近の地下水位と尾瀬沼水位変化 (右下)
お墓近傍の湿原地下水位と尾瀬沼水位変化。

水温と溶存酸素濃度（図 7）を示した。表層の 0～4m 水深は水温 20℃から 24℃で、それから深くなるにつれて徐々に水温は下がり湖底は 10℃程度となる。2012 年の透明度が高い年にはやや表層水温は高く、温度成層もはっきりしている。溶存酸素濃度の年変動は大きく、底層では無酸素状態になる。2010～2012 年には中層で溶存酸素濃度が高く藻類による光合成が盛んであったとうかがえ、2014 年には湖底付近にも 6ppm もの溶存酸素濃度があり例年と異なった様相を示した（野原, 2018）。その原因は良く解っていないが、底層の水温もかなり高く例年より気温が高く風波が強く上下の混合が十分に行われたと思われた。

夏期の尾瀬沼湖心の水温の表層と底層の変化をみると（野原, 2018）、表層の温度はそれほど変わらないが底層の水温が徐々に上昇してきて 5℃程度高い。2018 年と 2022 年には底層の水温が比較的高く約 14℃と 12℃であった。野原（2018）は夏期の尾瀬沼湖心の溶存酸素濃度の表層と底層の変化（2010 年から 2017 年）を示した。2014 年、2017 年には底層にも酸素が存在しこれまでの尾瀬沼生態系に変化が見られるようになってきたと考えられる。2020～2022 年には中層で溶存酸素が高いピークが見られた。中層での微細藻類等の発生が推測されるが、懸濁物質やクロロフィル量からは間隔が荒くその検証はできていない。

過去約 30 年間の透明度の推移をみると、1990 年代前半には 5m とかなり良い時期があったが、1995 年は 3m を下回るようになり、2000 年代にはやや回復して 3～4m の間で変動していた（野原, 2018）。2000～2011 年の 10 年間の湖心における夏期の透明度の変遷をみると、2000 年には 3.9m、2001 年には 3.7m であったので透明度はやや回復し、コカナダモも元に戻ってきている。2005 年には透明度 3.9m まで回復した。それから 4m 前後を推移してきたが、2004 年、2008 年、2009 年の晩夏には透明度が再び悪化してきた（野原, 2018）。2023 年の透明度は 3.4m、2024 年 8 月の透明度は 4.0m であった。

平成 23 年 7 月新潟・福島豪雨の 2011 年には透明度は 2.5m の過去最低レベルとなった。最近 10 年間の湖心における夏期の透明度の変遷（2010～2022 年）をみると、2010 年、2012 年、2016 年には 4m 以上になって湖水水質は良くなっているが、2011 年、2013 年、2015 年、2017 年には透明度 3m を切っている。流域の環境変化に伴う植物プランクトン等による懸濁物質の年変化によって、透明度は大きく左右されている。水質については、季節変化は検討できないが、同じ夏におけるモニタリングから年変動を比較するとコカナダモの成長と藻類の指標であるクロロフィル a 量の年変化は逆の関係になっており、コカナダモの成長の良い年は水質が良好である傾向がある。2011～2014 年にはコカナダモがほとんど見られなかった期間であるので、その期間には微細藻類が優占していたと推定される。外来種であるコカナダモなどの水草が繁茂している年の湖の方が綺麗な水質となっていると考えられた。

3-4 尾瀬沼の堆積速度

2016 年 8 月に 3 本の沈殿瓶を尾瀬沼湖心へ係留し、2016 年 9 月に回収した。沈殿量（平均±SD）は $2.02 \pm 0.12 \text{ g/m}^2/\text{day}$ 、年間沈殿量は $736 \text{ g/m}^2/\text{y}$ であった。再度設置して年間を通じての沈殿量を求めるため 2017 年 9 月、2018 年 8 月、2019 年 8 月にも設置と回収を行った。2016～2017 年の年間沈殿量は $1030 \text{ g/m}^2/\text{y}$ であった。その年間沈殿量（ $1030 \text{ g/m}^2/\text{y}$ ）をコア 10cm 深の比重（ 0.82 g/cm^3 ）で割ると 1.3 mm/y の年間堆積速度となった。この 4 か年の年変動を見ると 2018 年には特に年間の沈殿量が 2 倍近く多かった。今後気象要因や生物生産量、土砂の供給など複合的な要因との関連を把握し解析するため沈殿量の継続的な観測が必要である。

表に、同位体分別効果の補正に用いる炭素同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ）、同位体分別効果の補正を行って暦年較正に用

いた年代値と較正によって得られた年代範囲を示す。

表2 放射性炭素年代測定および暦年較正の結果

測定番号	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	暦年較正用年代 (yrBP $\pm 1\sigma$)	^{14}C 年代 (yrBP $\pm 1\sigma$)	^{14}C 年代を暦年代に較正した年代範囲	
				1 σ 暦年代範囲	2 σ 暦年代範囲
PLD-54451	-28.07 ± 0.21	2687 ± 19	2685 ± 20	891-882 cal BC (11.01%)	899-859 cal BC (29.57%)
				833-808 cal BC (57.26%)	845-805 cal BC (65.88%)

^{14}C 年代はAD1950 年を基点にして何年前かを示した年代である。 ^{14}C 年代 (yrBP) の算出には、 ^{14}C の半減期として Libby の半減期 5568 年を使用した。2013 年 9 月の 30~32 cm コアは BC735 年と推定され、平均して 0.12 mm/y の堆積速度を示した。先の年間堆積量から推定した堆積速度の約 1/10 と小さくなった。

3-5 コカナダモの変動と在来植生

コカナダモの周期的な変動原因や在来植生の回復は今後の長期の監視を要する。コカナダモの成長の年変動は群落の崩壊などの水草自身による原因と気象や水温、水質・底質の栄養塩類等の変化や藻類の繁茂などの外的原因とが考えられた。特に夏に高温の年にはこれまでコカナダモ群落が衰退したので、水温の上昇についても検討する必要がある。帰化植物コカナダモの繁茂は在来種の分布縮小をもたらした。そのことは光や空間をめぐる競争についての関係が深いと考えられるが、どの程度の競合があるかは十分に解明されていない。ヒロハノエビモはコカナダモの無くなった裸地へ再び植生を拡大して本来の尾瀬沼生態系へ戻る可能性があるかと推定され、かなりの場所でヒロハノエビモ群落は回復した (図 3)。以前は水草帯で無生植生の場所も多くなり (野原, 2012)、猛暑の 2010 年にはコカナダモが殆ど消滅した。ところがコカナダモが 2016~2018 年には以前と変わらないくらいに突然に復活した。わずかな群落 (2015 年) からほぼ完全に復活 (2016 年) に要した時間はわずか 1 年であった。今後の群落の推移を毎年観察する必要がある。その衰退の原因は透明度を低下させる懸濁物質濃度以外に局所的な底質や河川の栄養塩供給にその要因と考えられ、2011 年の豪雨による土砂の流入なども流域から多量の栄養が供給され湖沼生態系に大きな影響があったとも考えられる。尾瀬沼においては、長期的に野外における調査・監視を行い、環境要因との総合的な解析が最も重要である。この報告で使用した GPS 魚探やドローンを使えば広域に詳細に観測・比較できることが明らかになった。今後もライントランセクトに留まらずドローン画像なども活用して尾瀬沼の広域での水草モニタリングを行い、コカナダモ群落や在来种群落の推移を広域で観測したいと考えている。

4. 引用文献

Hanazato, T. and S. Nohara (1992a) Population dynamics and diel changes in vertical distribution of the cladoceran *Holopedium gibberum* and *Bosmina longirostris*. Jpn. J. Limnol. 53: 35-45.

Hanazato, T. and S. Nohara (1992b) Seasonal succession and vertical distribution of zooplankton in Lake Ozenuma. Jpn. J. Limnol. 53: 55-63.

星 一彰 (1982) 尾瀬沼にコカナダモ侵入。水草研究会報。7:1

生嶋 功・蒲谷 肇 (1965) 琵琶湖に野生化したコカナダモ。植物研究雑誌 40: 57-64.

生嶋 功 (1980) コカナダモ, オオカナダモー割り込みと割り込まれ。「日本の淡水生物 一侵略と攪乱 の生態学一」。56～62。東海大学出版会。

角野康郎 (1994) 「日本水草図鑑」。文一出版。東京。179pp。

気象庁 (2011) 全国異常気象概況。平成 23 年 (2010 年)。平成 24 年 3 月。62 頁。

気象庁 (2012) 全国異常気象概況。平成 24 年 (2011 年)。平成 25 年 3 月。62 頁。

栗田秀男・峰村 宏・大森威宏 (1988) 尾瀬沼におけるコカナダモ侵入後の大型水生植物群落。尾瀬の自然保護 11: 33-57。

大森威宏・生嶋 功 (1988) 尾瀬沼の非結氷期における水生植物の生育状況。陸水学雑誌 49: 279-285.

野原精一 (1988) 尾瀬沼と湯の湖におけるコカナダモの生態-沈水植物の分布変化の研究方法を中心に-。水草研究会報 33・34: 43-46.

野原精一・多田 満・花里孝幸 (1989) コカナダモの駆除試験研究。「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 19: 75-83。福島県。

野原精一 (1992) コカナダモの駆除試験研究Ⅱ。「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 20: 57-65。福島県。

野原精一 (1994) コカナダモの駆除試験研究Ⅲ。「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 21: 55-63。福島県。

野原精一 (1998) 尾瀬沼に始まったコカナダモの衰退現象について。「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 23: 39-46。福島県。

野原精一・矢部 徹 (2000) コカナダモ侵入後の尾瀬沼生態系の変化について。「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 24: 23-30。福島県。

野原精一・矢部 徹 (2002) 尾瀬沼生態系における水質・底質環境と水生植物の動態 (2000～2001 年)。「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 25: 27-41。福島県。

野原精一 (2004) 尾瀬沼生態系における水質・底質環境と水生植物の動態 (2002～2003 年)「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 26: 31-41。福島県。

野原精一 (2006) 尾瀬沼生態系における水質・底質環境と水生植物の動態 (2004～2005 年)「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 27: 31-41。福島県。

野原精一 (2007) 尾瀬沼生態系の 20 年の変遷と外来種コカナダモの長期モニタリング「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 特別号: 149-158。福島県。

野原精一 (2009) 尾瀬沼生態系の変遷 (2000～2009 年) とコカナダモのモニタリング「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 29 号: 17-27。福島県。

野原精一 (2012) 尾瀬沼生態系の環境変化と 2010 年から始まったコカナダモの衰退「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 30 号: 21-28。福島県。

野原精一 (2016) 尾瀬沼生態系の環境変化-外来種コカナダモの衰退と在来種の回復-「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 32 号: 61-72。福島県。

野原精一 (2018) 尾瀬沼生態系の環境変化と外来種コカナダモの復活「尾瀬の保護と復元 (福島県特殊植物等保全事業調査報告書)」 (福島県尾瀬保護調査会編), 33 号: 21-34。福島県。

野原精一（2020）尾瀬沼生態系の環境変化と外来種コカナダモの動態（2010～2019）「尾瀬の保護と復元（福島県特殊植物等保全事業調査報告書）」（福島県尾瀬保護調査会編），34号：9-20。

野原精一（2023）尾瀬沼の環境変化と外来種コカナダモの分布（2020～2022）「尾瀬の保護と復元（福島県特殊植物等保全事業調査報告書）」（福島県尾瀬保護調査会編），35号：27-39。

滝田謙譲・角野康郎（1997）北海道にもコカナダモ侵入。水草研究会報，60：6。

氏家淳雄・栗田秀男・峰村 宏・矢島久美子（1985）尾瀬沼における帰化植物“コカナダモ”の侵入について。

群馬県衛生公害研究所年報，17：152-157。

矢島久美子・田中昭雄・原 喜彦・氏家淳雄（1985）コカナダモの生育条件に関する研究，第1報 水温及び栄養条件。群馬県衛生公害研究所年報，17：158-164。

矢島久美子（1987）コカナダモの生育条件に関する研究，第2報 光合成速度に及ぼす照度，温度の影響。群馬県衛生公害研究所年報，19：109-113。