

# 尾瀬沼の環境変化と外来種コカナダモの分布 (2020～2022)

野原精一<sup>1)</sup>

1) 国立研究開発法人 国立環境研究所 生物多様性領域, 茨城県つくば市小野川16-2

## 1. はじめに

尾瀬沼は面積1.6km<sup>2</sup>、最大水深9.5m、水容積5.19x10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>、集水面積13.1km<sup>2</sup>、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)。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2020年～2022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(AV Micro II, AquaVu)等を用いた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。2020-22年にはGPS魚群探知機で尾瀬沼栈橋から湖心に向かうライン上(図2, 3)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4)。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(図5, 6)。

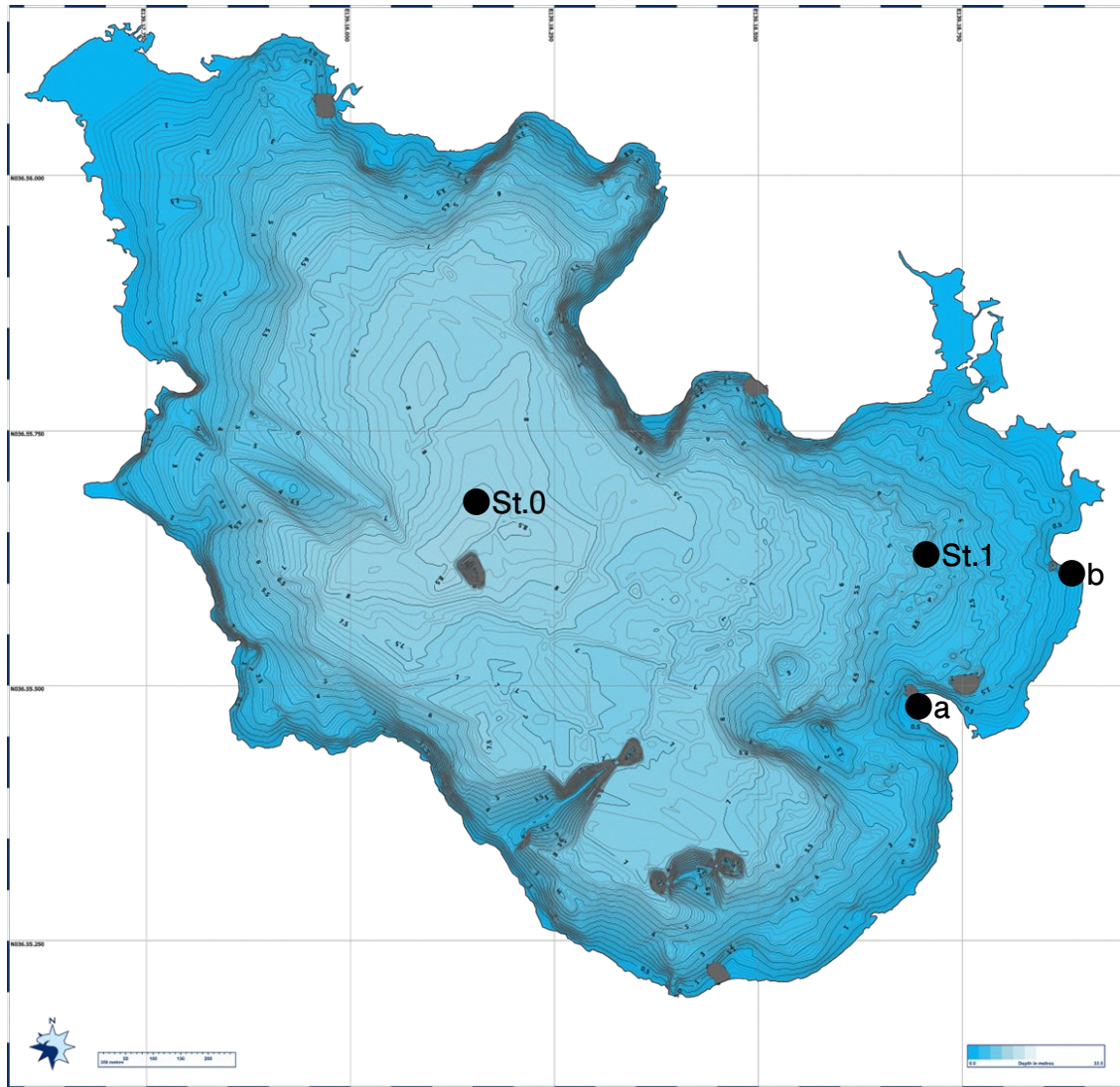


図1. 尾瀬沼の湖沼図と調査地点

## 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: 長蔵小屋近傍の栈橋の左側杭) 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、2020年8月9日、2021年8月9日、2022年8月4日に水深と群落高を測定した(図2, 3)。



図2. 2022年8月3日棧橋から遠方の檜の突き出しへのライトランセクト。  
白いポリビンは10m毎の目印。

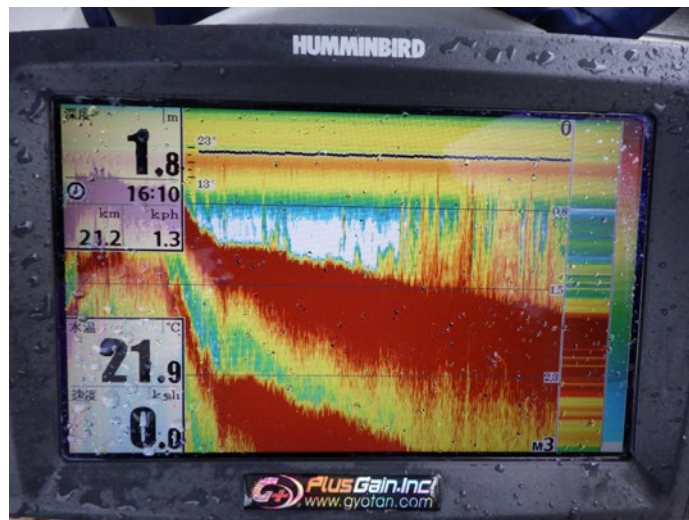


図3. 0(左)～270 m(右)地点の魚探画像(2022年8月3日)。  
湖底(茶色部分)にはヒロハノエビモ(黄と茶色部分)が多く見られる。

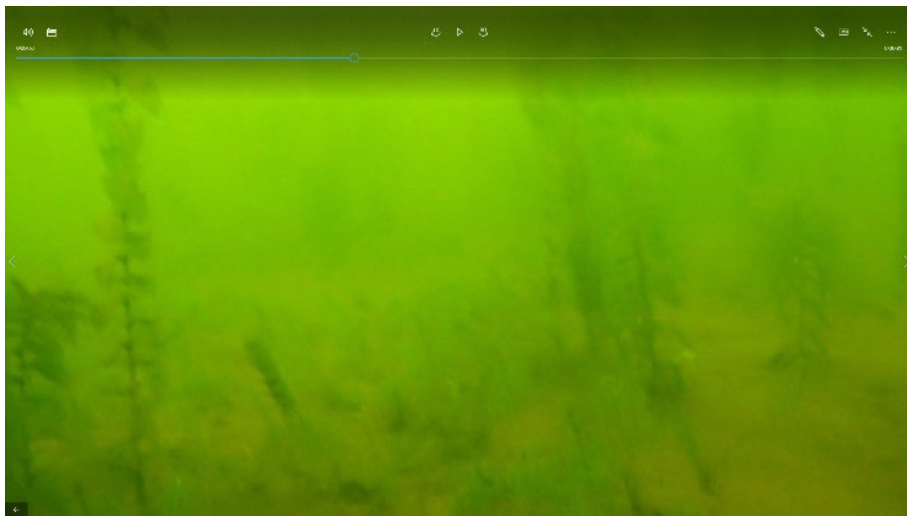


図4. 水中ビデオ画像による湖底の状態(2022年8月3日ライトランセクト下260 m付近)。  
コカナダモはまれな小型草体であり、ヒロハノエビモが多くみられた。





図5. 高度149 mからドローンで撮影したラインランセクトと大江湿原の斜め写真 (2022年8月2日)

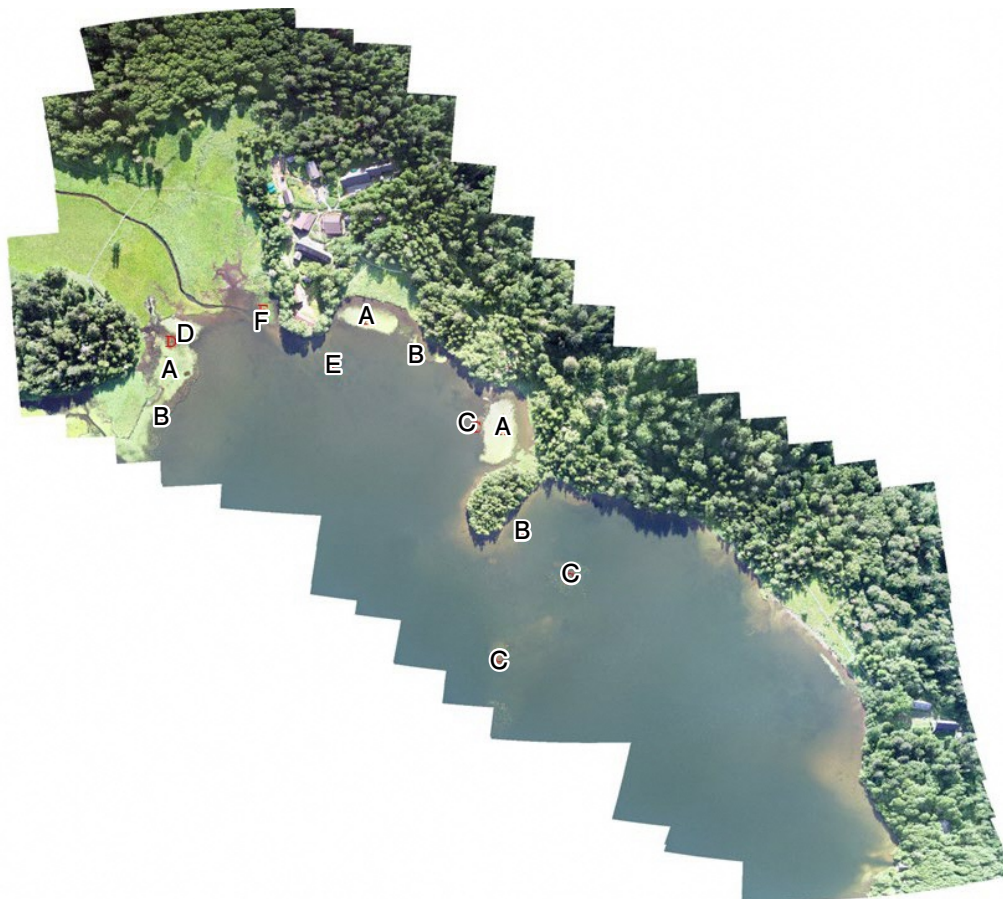


図6. ライントランセクトと大江湿原 (2022年8月2日) のドローンで撮影した合成画像  
 A:ジュンサイ, B:オオフトイ, C:ササバモ, D:ヒツジグサ, E:ヒロハノエビモ, F:イヌドクサの群落



図7. 湖心 (St.0) における底泥コアの写真。



図8. 大江湿原の地下水位計パイプ (左図：湿原中央の木道付近)、(右図：三本カラマツ近傍)

### 2-3尾瀬沼及びその流入河川の水質及び底質調査

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 (WTW社) を用いて現場水質を測定した (図1)。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。クロロフィル-aはGF/Fガラスフィルターで採水日に長蔵小屋でろ過した後にメタノールで抽出し比色法で分析した。採水日に GF/Fガラスフィルターでろ過した試水は冷蔵して持ち帰って各種分析に供した。GF/Fガラスフィルターの乾燥重量変化から懸濁物質量を計算した。更に原水は冷蔵して実験室に持ち帰り、LISST-100で懸濁物質の平均粒径や体積濃度を光学的に測定した。2020年～2022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、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 (図7)。

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、採水直後に0.2  $\mu$  mフィルターでろ過したサンプルはポリプロピレン遠心管に密栓して冷蔵して持ち帰った。

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2ヶ所に設置し地下水位( $\pm 0.5$ cm精度, Onset社)の計測を始めた(図8)。また、ライントランセクトの最深部付近でも湖水の水位計測を開始した。3mの湖水位変動が大江湿原の地下水位へ影響するかどうかを明らかにする。

## 2-4 尾瀬沼の沈殿物と底質調査

2020年8月10日に3本の塩ビパイプ製の沈殿瓶を尾瀬沼湖心へ係留し、2021年8月5日に回収した。2022年8月には回収できなかった。

## 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。わずか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3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(図5、6)。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1m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(図9)。2019年と2020年の平均草高(平均値 $\pm$ SD)は、



それぞれ $23 \pm 33$  cm、 $23 \pm 9$ cm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年にはライトランセクト下にはほとんどごく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(図3, 9)。2022年8月2日のドローンで撮影した合成画像(図6)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。

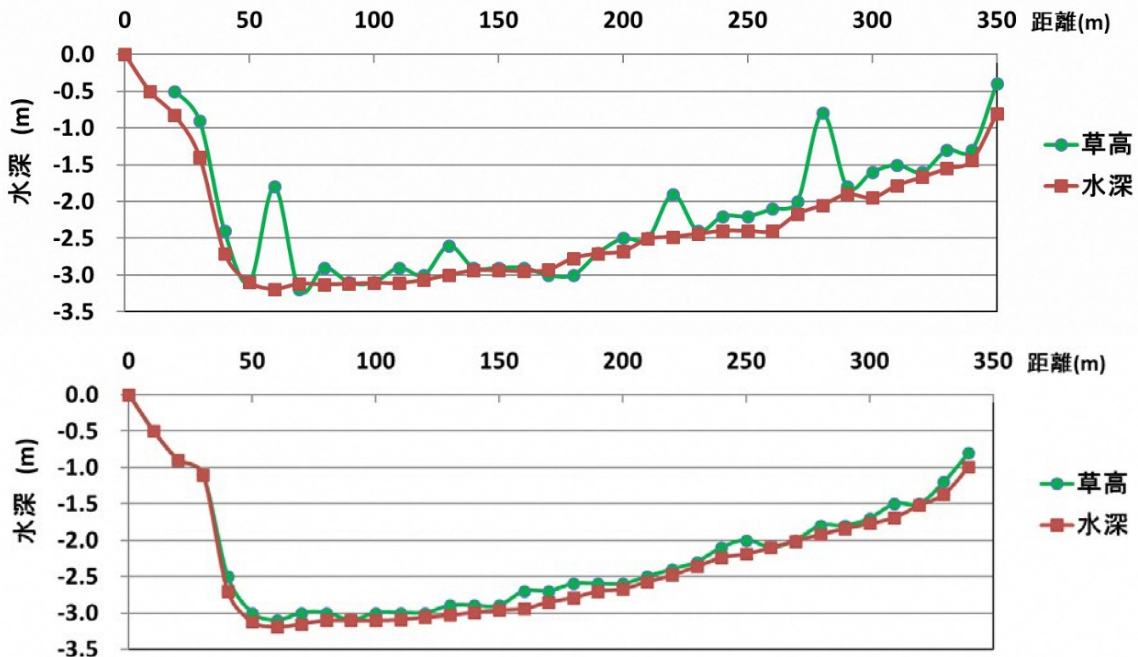


図9.2019年8月30日(上図),2020年8月10日(下図)における  
ライトランセクト下のコカナダモの草高

### 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。しかし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。

水温と溶存酸素濃度(図10)を示した。表層の0~4m水深は水温 $20^{\circ}\text{C}$ から $24^{\circ}\text{C}$ 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 $10^{\circ}\text{C}$ 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(図12, 13)。

過去約30年間の透明度の推移をみると（図11）、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）。

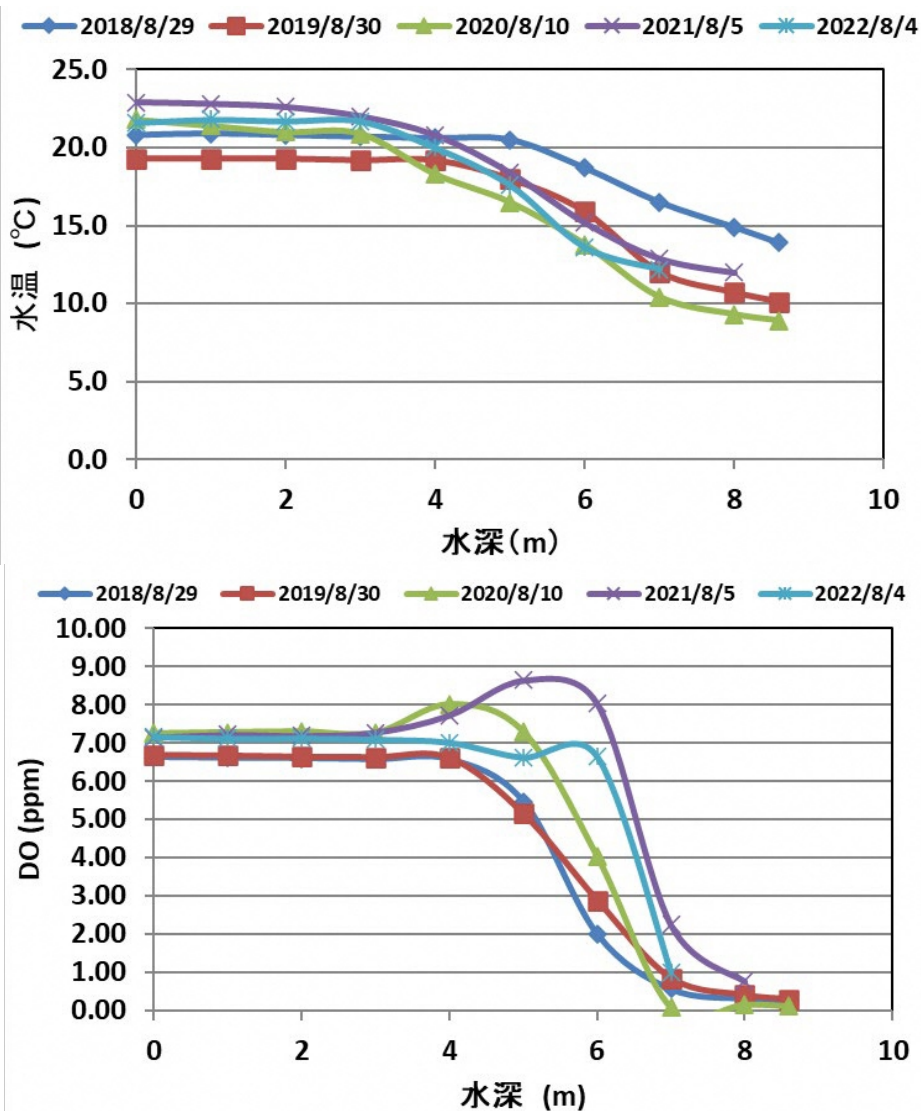


図10. 湖心 (St.0) における水深毎の水質の関係。溶存酸素濃度 (下図)、水温 (上図)。



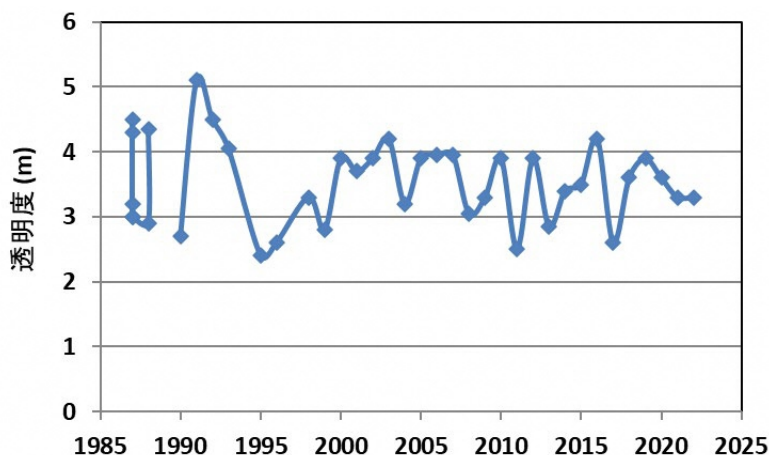


図11. 夏期における湖心 (St.0) の透明度の年変化 (1987～2022年)

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(図14)の年変化によって、透明度は大きく左右されている(図11)。

図15には夏期における湖心と沿岸表層のクロロフィルa量の変化を示した。2011年には最大の濃度を観測したが、徐々に減少して2018年には最低のレベルとなりその後 $2\mu\text{g/l}$ 程度になっている。水質については、季節変化は検討できないが、同じ夏においての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。外来種であるが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。

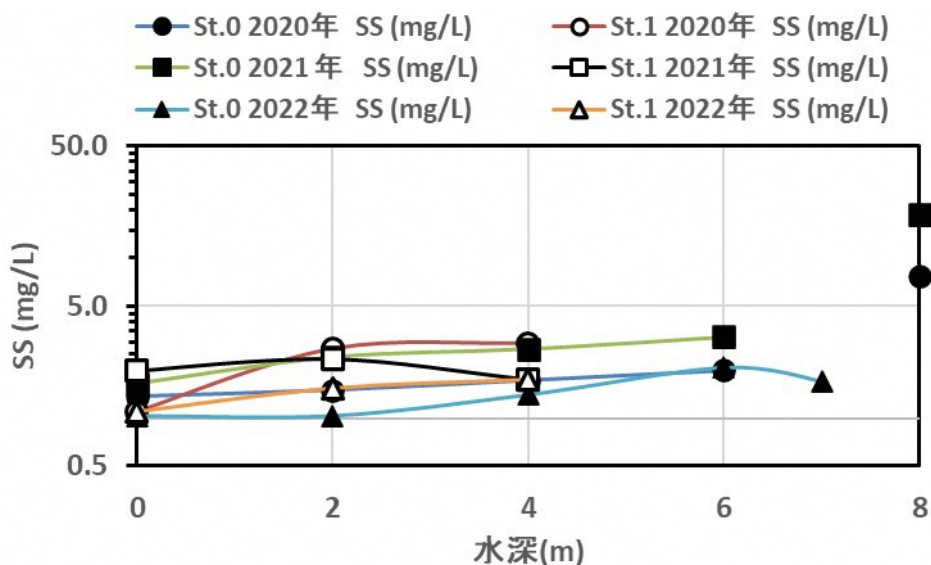


図12. 夏季の尾瀬沼湖心 (St.0) と沿岸 (St.1) における懸濁物質量 (SS, mg/L) のプロファイル (2020～2022年)

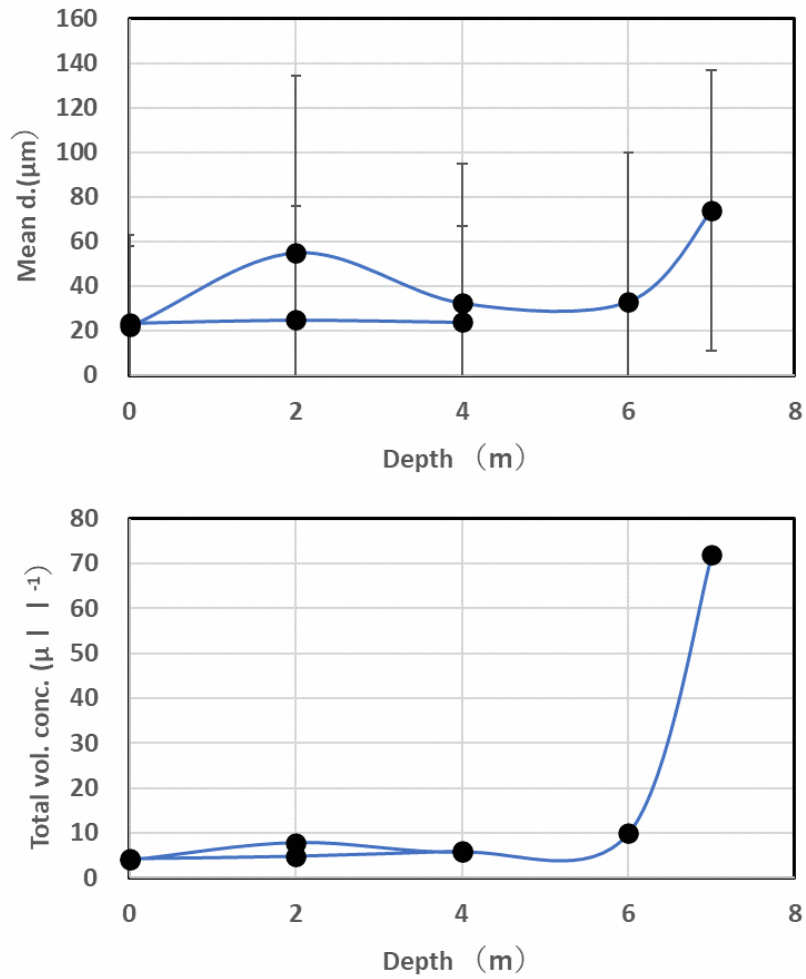


図13. 夏季の尾瀬沼湖心 (St.0) と沿岸 (St.1) における懸濁物質の平均粒径 (上図) と体積濃度 (下図) のプロファイル (2021年8月)

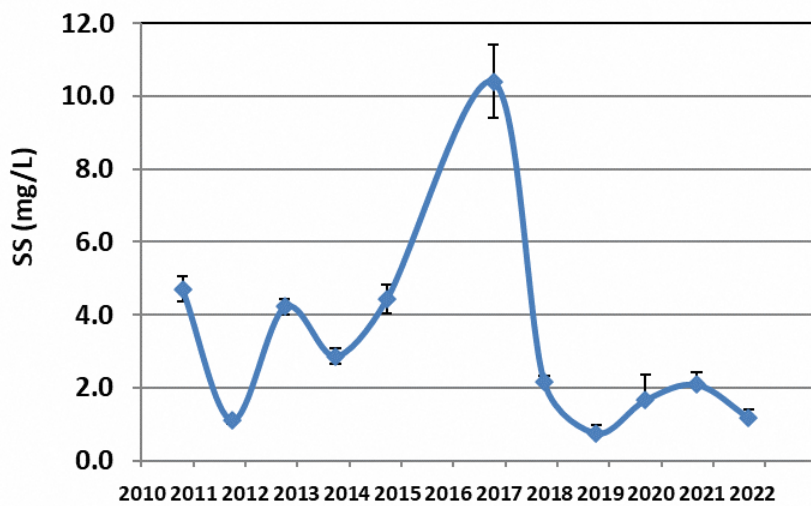


図14. 夏季における湖心の懸濁物質濃度の変化 (2010~2022年)

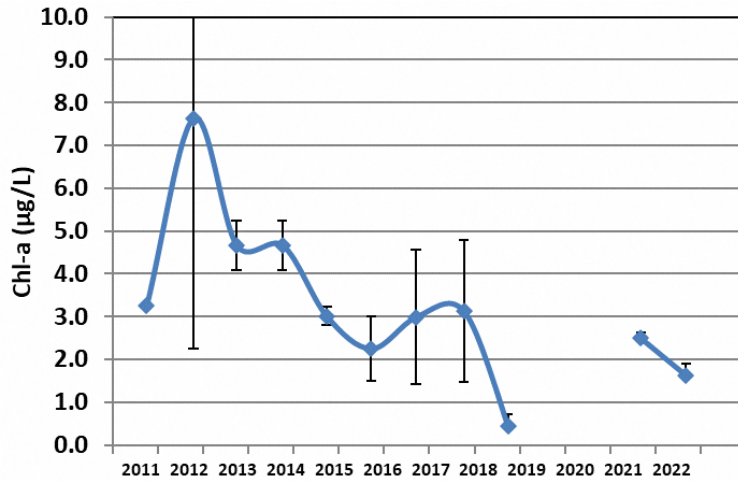


図15. 夏期における湖心のクロロフィルa量の変化 (2010～2022年) 2019, 2020年は未計測。

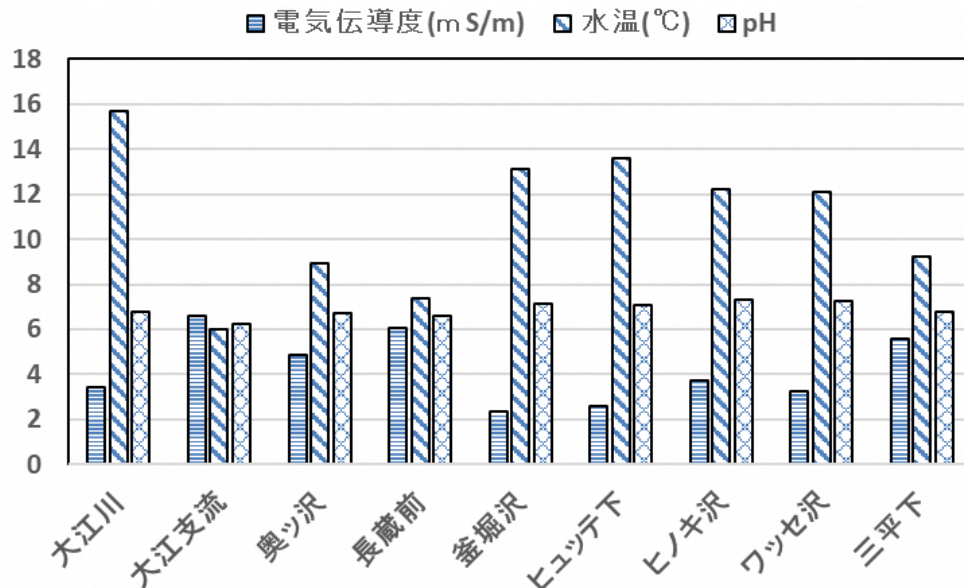


図16. 尾瀬沼流入河川の水質 (電気伝導度、水温、pH) (2021年8月3日)

尾瀬沼流入河川の水温、電気伝導度、pH(図16)の空間変化(2021年8月)を示した。これまでの報告(野原、2007年)とほぼ同じような結果で、特に大きな違いは見られなかった。

### 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 $2.02 \pm 0.12$  g/m<sup>2</sup>/day、年間沈澱量は736 g/m<sup>2</sup>/yであった。再度設置して年間を通じての沈澱量を求めるため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年の年間沈澱量は1030 g/m<sup>2</sup>/yであった。その年間沈澱量(1030 g/m<sup>2</sup>/y)をコア10cm深の比重(0.82 g/cm<sup>3</sup>)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澱量が2倍に近く多かった。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澱量の継続的な観測が必要である。



### 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として推定され、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。ごくわずかな群落(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種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—割り込みと割り込まれ。「日本の淡水生物 —侵略と攪乱の生態学—」。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) 尾瀬沼の非結水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。
- 滝田謙讓・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。