HOKKAIDO UNIVERSITY

| | |
|---|---|
| Title | 亜寒帯汽水湖（風蓮湖）におけるシジミ漁業の再構築を見据えた水質・底質環境の現状評価 |
| Author(s) | 辻, 泰世; 門谷, 茂 |
| Citation | 低温科学, 74, 21-30 |
| Issue Date | 2016-03-31 |
| DOI | https://doi.org/10.14943/lowtemsci.74.21 |
| Doc URL | https://hdl.handle.net/2115/61060 |
| Type | departmental bulletin paper |
| File Information | 021-030.pdf |

Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP

低温科学 74 （2016） 21-30
doi: 10.14943/lowtemsci. 74. 21

# 亜寒帯汽水湖（風蓮湖）におけるシジミ漁業の再構築を見据えた水質・底質環境の現状評価

辻　泰世[1)]，門谷　茂[2)]

本研究では 2011 年から 2013 年にわたり風蓮湖と流入河川の水質・底質調査を実施した．河川水由来の高濃度の栄養塩が塩分 15～20 における植物プランクトンの活発な増殖（Chl.*a* 年中央値：3.3～13 μg/L，Chl.*a* 現存量：～130 mg/m$^2$）を支え，表層堆積物 Chl.*a* 現存量が豊富である（～950 mg/m$^2$）といった特徴も観測された．故に，ヤマトシジミの生産に対し微細藻類が良質な餌資源として機能すると考察された．一方，現在の底質環境は底生動物の生息を脅かす状態であった．各年，表層堆積物中の平均 TOC が 33～39±25～31 S.D.mg/g に及び，特に河口付近において AVS-S は 2.5 mg/g を上回る傾向があった．河川負荷がもたらす底質環境の悪化改善がヤマトシジミ漁業再構築の要であると考察された．

# The evaluation of environmental quality of a brackish lake in subarctic zone (Lake Furen, Japan) toward the reconstruction of *Corbicula japonica* fishery.

Yasuyo Tsuji[1] and Shigeru Montani[2]

We had monitored water and sediment properties of a brackish lake in subarctic zone (Lake Furen, Japan) from 2011 through 2013. In mesohaline water (salinity: 15～20), phytoplankton proliferated vigorously (annual median Chl.*a*: 3.3～13 μg/L, Chl.*a* standing stock: ～130 mg/m$^2$), with rich nutrients loaded thorough rivers. As for surface sediment, we ascertained Chl.*a* standing stock to be markedly rich (～950 mg/m$^2$). Phytoplankton and microphytobenthos are considered to act as effective food source for *Corbicula japonica*. On the other hand, sediment condition remained harmful to benthos. Annual average TOC content reached 33～39±25～31 S.D.mg/g, with AVS-S being more than 2.5 mg/g, especially near river mouth. We concluded that physicochemical properties of surface sediment, formed by allochthonous inputs, should be improved toward the reconstruction of *Corbicula japonica* fishery.

キーワード：河口域，人為負荷，植物プランクトン，底生微細藻類，底質，ヤマトシジミ（*Corbicula japonica*）．
Estuary, allochthonous inputs, phytoplankton, microphytobenthos, sediment property, *Corbicula japonica*.

## 1．研究背景

河口域は淡水と海水が混ざり合う陸・海域の境界に位置する．外洋域と比較して水深が浅く光合成に好適な光条件下にある河口域では，河川水によって陸域由来の溶存・粒状成分が負荷されることで，微細藻類が活発に増殖する（Cloern, 1996）．河口域は海洋における生物化学的物質循環において陸域由来の物質を除去する“フィルター”の役割を果たす（Cloern, 1996）．

人間活動由来の物質もまた河川水を介して河口域に運

連絡先
辻　泰世
北海道大学大学院環境科学院
〒060-0810　北海道札幌市北区北 10 条西 5 丁目
Tel. 011-711-2328
e-mail：yas.tsuji1205@ees.hokudai.ac.jp
1）北海道大学大学院環境科学院
Graduate School of Environmental Science, Hokkaido University, Sapporo, Japan
2）北海道大学大学院水産科学研究院・環境科学院
Graduate School of Fisheries Sciences, Hokkaido University, Hakodate, Japan and Graduate School of Environmental Science, Hokkaido University, Sapporo, Japan

ばれ，河口域の生物生産構造にきわめて重大な影響を与える．1950 年以降，世界規模の人口急増によって食物需要が高まり，窒素・リン肥料の開発・利用が経時的に増大した（Nixon, 1995）．肥料，家畜生物や人間，または工業排水由来の窒素・リンが河川水を通じて河口域へ高濃度に負荷され（Nixon, 1995），無酸素化や赤潮の発生によって魚類・貝類の大量斃死が多発した（Cloern, 1996）．日本各地の内湾域においても，1960 年代以降，重化学工業・水産増養殖業の発展に伴って漁業生産が低下した（岡市，1987）．水質の人為的汚染を背景に赤潮が多発し，ハマチ・カンパチなどの養殖魚の大量斃死が相次いで発生した（岡市，1987）．

日本の河口・内湾域における漁業生産を支える底生動物漁獲量の経時変動には人為的な窒素・リン負荷および開発の影響が特に色濃く反映されてきた．日本の沿岸漁業，内水面漁業の主要種であるアサリ（*Ruditapes philipinarum*）およびヤマトシジミ（*Corbicula japonica*）の全国総漁獲量は 1980 年代を境に急減した（(一財）九州環境管理協会，2013；佐々木，2014）．松川ほか（2008）はアサリの生態・資源に関する既存の報告を総括し，アサリ漁獲量の経時的減少は東京湾などの主要産地（5 海域）における大規模な埋め立ておよび貧酸素化・青潮の発生に起因すると結論づけた．佐々木（2014）はシジミの主要産地（6 湖沼・2 河川）における環境要因とヤマトシジミ資源の関係を概観し，塩分，表層堆積物の泥化および貧酸素化がヤマトシジミ漁獲量を減少させたと考察した．

近年，リムフィヨルド（デンマーク），チェサピーク湾（アメリカ）やわが国の瀬戸内海など，一部の富栄養化した河口・内湾域において窒素・リン流入量の人為的削減・制御が進められている（Krause-Jensen et al., 2012；柳，1994，2014）．しかしながら，チェサピーク湾では窒素・リン負荷削減の効果が見られず，一方瀬戸内海では負荷の削減を境に貧栄養化・生物生産の低下が起こり，新たな解決課題となっている（柳，2014）．柳（2014）は，沿岸海域における窒素・リン流入量の人為的増大に起因して生じる問題の解決過程において，各海域固有の詳細な個別素過程の理解を深める段階が不可欠であるとした．

本研究の対象水域である風蓮湖は，北海道東部・根釧地方に位置する．根釧地方では 1950 年代より酪農業が振興された．根釧地方に属する別海町においても牧草地が経時的に拡大し，乳牛飼養頭数は 1960 年から 1990 年にかけて急増し，2010 年に 112,058 頭に達した（村上，2013）．酪農業発展のさなか風蓮湖における漁業はヤマトシジミを中心として営まれ，漁獲量は 1985 年に約 200 t に及んだものの，その後経時的に激減した（風蓮湖漁場環境改善検討会議，2005）．ヤマトシジミは 2000 年に禁漁対象種に指定され，資源量は未だ禁漁開始前の規模まで回復していない（風蓮湖漁場環境改善検討会議，2005）．酪農業発展のさなか，流入河川が風蓮湖の水質・底質に悪影響を及ぼしている可能性が危ぶまれる．

流入河川および風蓮湖における環境調査研究を概観する．三上ほか（2008）は 1998 年から 1999 年度および 2004 年から 2005 年度にわたる大規模な流入河川調査を通して，流入河川各所の流域飼育牛密度と硝酸態窒素，カルシウムイオンおよび重炭酸イオン各濃度の間に正の相関関係があると明らかにした．三上ほか（2008）は，牛糞尿由来の有機態窒素が土壌中に浸透し，河川水へ移行する過程で微生物の分解，消化細菌の作用を経て硝酸態窒素に変化し，河川水中の硝酸態窒素濃度を高め，カルシウムイオンおよび重炭酸イオン濃度の増加にも関与していると考察した．2013 年に三上・五十嵐（2014）が河川水質調査を行ったところ，1999 年の調査結果と比べ，流入河川各所の流域飼育牛密度と硝酸態窒素濃度の関係について，その勾配には経時的減少が確認されなかったとしている．

門谷ほか（2011）は，禁漁開始後の 2006 年から 2008 年にわたり風蓮湖と流入河川を対象として水質および底質の性状を評価した．流入河川が酪農地帯を通過して湖内に高濃度の栄養塩をもたらし，水中で微細藻類由来有機物が盛んに生産されていた．湖北部における表層堆積物の平均シルト（$\varphi < 63\,\mu$m）含有率は定点によっては 65～85％に達していたことから，微細藻類由来，あるいは陸由来有機物がアマモ（*Zostera marina*）にトラップされ湖外へ流出せずに沈積しているとした．表層堆積物中に豊富に含まれる有機物の分解過程で酸素が盛んに消費され，底生生物の生息が脅かされていると指摘した．

風蓮湖では現在もヤマトシジミ漁業の復活に向けた取り組みが進められている．2012 年には風蓮湖内および流入河川（風蓮川およびヤウシュベツ川）河口を対象としてヤマトシジミ漁業の試験操業が実施されたものの，ヤマトシジミが漁獲されたのは流入河川内の区域のみであった（風蓮湖漁場環境改善検討会議，2014）．ヤマトシジミ漁業再構築の実現に向け，三上ほか（2008）や三上・五十嵐（2014）が明らかにした河川水質の経時変化が反映される近年の風蓮湖の水質・底質についても評価することが必要である．

そこで本研究では，2011 年から 2013 年にわたり風蓮湖および流入河川の水質・底質に関する定期調査を実施した．調査を通して，風蓮湖の水質・底質に関する現状

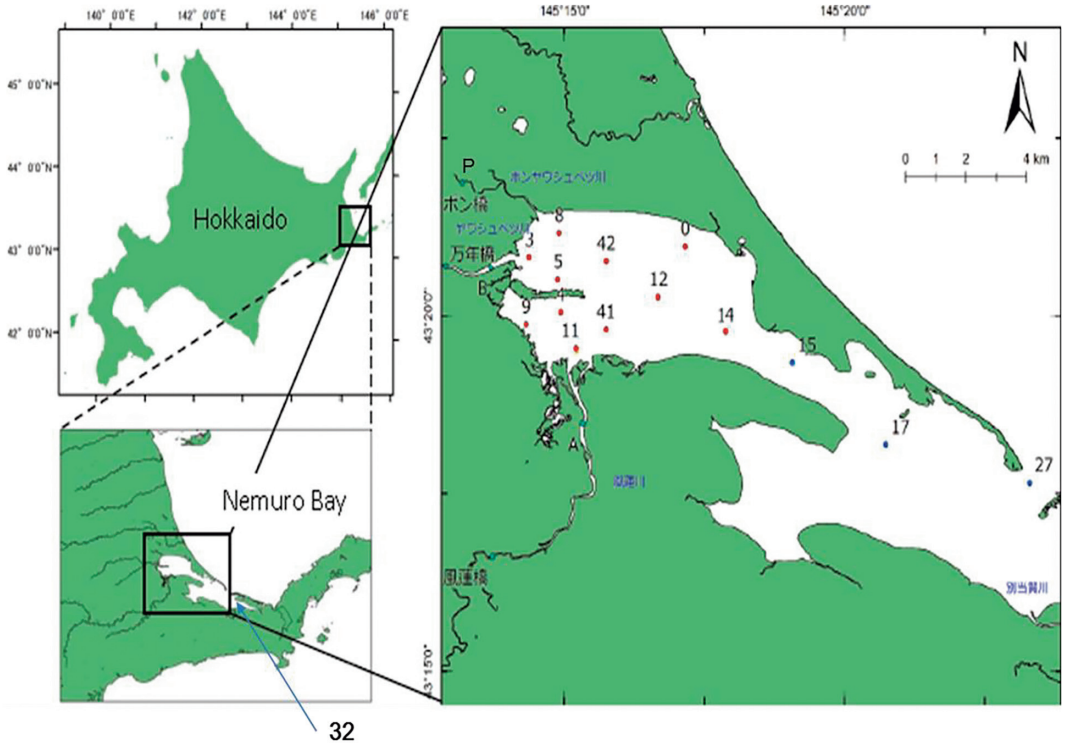


図 1：風蓮湖および流入河川における調査定点.
Figure 1：Sampling stations in Lake Furen and inflow rivers.

評価を行うことを目的とした.

## 2. 調査方法

### 2.1 調査設計

図 1 に風蓮湖の所在と調査定点を示した．風蓮湖は湖北西部（湖奥部）に主要河川が流れ込み，湖南東部（湖口部）から海水が流入する構造を有する．風蓮湖は面積約 58 $km^2$ の海跡湖で，2 本の砂州の間の水路（湖口）によって根室湾と通じている（北海道環境科学センター，2005）．湖の沖合には千島海流（親潮）の分岐流が流れ，湖口を通して海水が出入りする．湖奥部では，風蓮川，ヤウシュベツ川およびポンヤウシュベツ川の主要 3 河川が乳牛の放牧地や牧草地を経由して湖内に流入する．風蓮川，ヤウシュベツ川およびポンヤウシュベツの川幅・流量はそれぞれ 43 m・6.1～21.0 $m^3$/s，62 m・15.2～18.3 $m^3$/s，11 m・0.1～1.0 $m^3$/s であり（北海道立釧路水産試験場，2003）．最大の流入河川である風蓮川の集水域面積は約 1,055 $km^2$ に及ぶ（北海道環境科学センター，2005）.

風蓮湖の平均水深は澪筋を除き 1.0 m と浅く，最大水深は 11.0 m である（北海道環境科学センター，2005）．夏季にはアマモ（*Zostera marina*）が湖奥部から湖口へかけて澪筋を除く範囲に繁茂し，湖面積の約 7 割を占める（北海道立釧路水産試験場，2003）．冬季（12 月から 3 月）には湖奥部を中心に結氷する.

湖内調査にあたり，酪農業の影響が強いと想定される湖奥部を中心に計 15 の調査定点を設けた．主要 3 流入河川内にも各 1 定点（計 3 定点）を設けた．湖内調査定点のうち，Stn.32 は 2011 年と 2012 年のみ，Stn.14 は 2011 年 8 月以降に調査を実施した．本研究では 2011 年から 2013 年にかけて，2012 年 11 月，2013 年 8 月および 2013 年 9 月を除く各年の 4 月～12 月に調査を実施した．河川水の影響を最大限に検討するため，調査時間を極力下げ潮の時間帯内に設定した．各調査日の潮汐変化については尾岱沼における潮位を参考とし，調査期間中の降水量と日射時間に関するデータは気象庁より取得した（観測地点：別海，http://www.jma.go.jp/）.

### 2.2 観測および試料の採取

調査では水質観測および試料の採取を実施した．各定点において多項目水質計（YSI 社製，YSI6600）を用いて水温，塩分の鉛直観測を行った．表層水を船上からボトル採水し，底層水はポンプ採水した．Stn.A と Stn.B では 2011 年から 2012 年にかけて表層水と底層水を採取したが，2013 年には表層水のみを採取した．Stn.P では橋上からバケツを降ろして表層水を採水した．採水には予め 1 N 塩酸を用いて洗浄した 1 L ポリボトルを用い，ボ

トルを 2 回共洗いした後，試料をオーバーフローさせながらボトルに採取した．

底質調査は Stn.P，Stn.15，Stn.17 および Stn.27 を除く計 14 定点を対象とした．調査では，2011 年の奇数月，2012 年の偶数月，2013 年の 8 月を除く偶数月と 11 月に表層堆積物を採取した．各定点において，エクマンバージ採泥器を用いて採取した泥試料にシリンジを差し込み，表層（層厚：0〜0.5 cm）をサブサンプリングした．Stn.A と Stn.B では 2011 年と 2012 年にのみ採泥を行った．採取試料は冷暗下で処理場所に持ち運んだ．

### 2.3 試料の分析

水試料はクロロフィル *a* 濃度（Chl.*a*），栄養塩濃度（硝酸態・亜硝酸態窒素（$NO_3+NO_2$-N），アンモニア態窒素（$NH_4$-N），溶存無機態リン（$PO_4$-P），溶存態ケイ素（Si$(OH)_4$-Si）），粒状有機物濃度（粒状有機態炭素（POC），粒状有機態窒素（PON）および粒状リン（PP））について分析した．$NO_3+NO_2$-N と $NH_4$-N の総量を溶存無機態窒素濃度（DIN）とした．水試料を Whatman GF/F フィルター（孔径 0.7 $\mu$m）を用いて加圧濾過し，粒子を捕集したフィルターを 8 mL ザルスタッド管に折り入れ，90% アセトン 6 mL を注加して −30℃ 下で 24 時間抽出をした．抽出溶液に超音波処理を施して光合成色素を破砕し，蛍光光度計（ターナーデザイン社製，Trilogy）による分析を通して Chl.*a* を算出した．栄養塩分析には Whatman GF/F フィルター（孔径 0.7 $\mu$m）を用いて加圧濾過を施した濾液を用いた．濾液をポリエチレン容器に採取し，分析時まで −30℃ 下で凍結保存した．分析時には保存試料を溶解し，オートアナライザー（BRAN+LUEBBE 社製，QuAAtro）によって各態栄養塩濃度を比色定量した．POC，PON の分析に際し，有機物の焼却処理（450℃・12 時間）を施した Whatman GF/F フィルター（孔径 0.7 $\mu$m）で水試料を加圧濾過し，粒子を捕集したフィルターを − 30℃ 下で凍結保存した．濾紙に凍結乾燥処理を施した後，1N 塩酸の蒸気下に 24 時間放置して無機炭酸塩を除去した．水酸化ナトリウムとシリカゲルを備えた真空デシケーター内にフィルターを 2 週間保存し，酸中和処理を施した後，元素分析計（FISONS 社製，NA 1500 Series 2）を用いて POC，PON を測定した．PP の分析については POC，PON と同様に予め焼却処理を施した Whatman GF/F フィルター（孔径0.7 $\mu$m）によって水試料を加圧濾過し，フィルターを −30℃ 下で凍結保存した．分析時にフィルターを凍結乾燥し，5% ペルオキソ二硫酸ナトリウム溶液に浸してオートクレーブによる加圧分解（120℃・1 時間）を施し，粒子を分解してリンを抽出した．抽出溶液中のリンを分光光度計（日本分光製，V-520）によって比色定量し，PP を算出した．

堆積物試料は Chl.*a*，全有機物濃度（全有機態炭素（TOC），全有機態窒素（TON）），酸揮発性硫化物濃度（AVS-S）について分析した．試料約 0.1 g（湿重量）を 8 mL ザルスタッド管にはかりとって 90% アセトン6 mL を注加し，−30℃ 下で 24 時間の抽出を行った．溶液に超音波処理を施し，濾紙を用いて抽出溶液から泥粒子を取り除いた後，水試料の Chl.*a* と同様に Chl.*a* を算出した．TOC, TON 分析のための泥試料は 6 mL ザルスタッド管に分取して −30℃ 下で凍結保存した．分析時に試料を凍結乾燥し，乳鉢を用いて試料を均一にすりつぶした後 1N 塩酸に 24 時間浸して無機炭酸塩を除去した．蒸留水を用いて酸の中和処理を行い再度凍結乾燥した試料について，水試料の POC，PON と同様に TOC，TON を測定した．泥試料約 0.1 g（湿重量）をはかりとり，AVS-S の分析に供した（門谷，2002）．このとき，アルミカップに試料約 1 g（湿重量）をとり，完全に乾燥させた後に乾重量を測定し，泥試料の水分含有率を調べた．

水中，表層堆積物 Chl.*a* から，単位面積当たり水柱，表層堆積物 Chl.*a* 現存量を算出した．水柱 Chl.*a* 現存量算出には各月・各定点における観測水深を採用し，表層堆積物 Chl.*a* 現存量は有光層厚を 0-0.1 cm と仮定して算出した（Ichimi et al., 2008）．

## 3．結果

### 3.1 気温，降水量，日射量の季節変化と調査日の潮位

月別平均気温は 2011 年：−3.9〜18.8℃，2012 年：−4.7〜18.6℃，2013 年：−0.8〜17.9℃ の間で月変動した．月別合計日射量は 7 月から 9 月には 2011 年 7 月を除き 100 時間を下回る傾向があった．月別合計降水量は 4 月から 8 月には 200 mm 程度で，9 月，10 月には年によって増大し，2013 年 9 月には 321 mm に達した．調査日前 5 日間の合計降水量は調査期間を通して秋季，冬季に多量であり，2011 年 4 月，5 月，7 月および 2012 年 4 月，6 月にも合計降水量が 20 mm を上回った．本調査を通して，2011 年 4 月，10 月，12 月，2012 年 7 月，9 月，10 月，12 月，2013 年 10 月，12 月には上げ潮時に調査を実施した．

### 3.2 水温，塩分の季節変化と空間変化

湖奥部から湖口部にかけ，水温は空間的に約 5℃ 変化した．冬季のみ湖口部が湖奥部に比べ高水温であり，河

口域でよくみられる季節的水温特性を示した．また，水温は 4 月から 7 月，8 月にかけて高まり，以降 12 月にかけて低下した．

湖奥部水温は 2011 年：−0.86（12 月）〜26℃（8 月），2012 年：−1.3（12 月）〜27℃（8 月），2013 年：3.0（12 月）〜22℃（7 月）と月変化した．湖口部水温は 2011 年：1.5（12 月）〜18℃（8 月），2012 年：−1.1（12 月）〜18℃（8 月），2013 年：4.6（12 月）〜16℃（7 月）の間で時間変化した．水温の大きな鉛直変化は観測されなかった．

調査を通して塩分の大きな空間変化を観測した．湖奥部ほど淡水の影響が大きく，塩分は湖口部に向かうほど高まった．

Stn.11 から Stn.27 にかけ，塩分は 0.15〜33 の間で大きく空間変化した．湖内の塩分勾配は特に大・中潮の下げ潮時に大きかった．上げ潮時には塩分の水平勾配が小さくなり，湖全域で鉛直混合が強められていた．

### 3.3 栄養塩，粒状有機物，クロロフィル *a* の時空間変化

調査期間中の栄養塩，粒状有機態炭素と C/N 比，および Chl.*a* の水平分布を概観すると，各項目特有の時空間変化を示した．

各態栄養塩は河川内，河口付近の定点で高濃度であり，湖口部にかけて濃度が低下した．DIN は夏季，$PO_4$-P は春季に低濃度といった季節変化もみられた．全定点を対象としてみたとき，表層水中の栄養塩は DIN…2011 年：0.29（8 月）〜$1.0\times10^2$ μM（4 月），2012 年：0.10（8 月）〜$1.6\times10^2$ μM（4 月），2013 年：0.10（5 月）〜87 μM（12 月），$PO_4$-P…2011 年：0.050（5 月）〜4.3 μM（8 月），2012 年：0.09（5 月）〜3.92 μM（8 月），2013 年：0.090（5 月）〜7.4 μM（12 月），$Si(OH)_4$-Si…2011 年：22（7 月）〜$1.0\times10^3$ μM（12 月），2012 年：5.5（4 月）〜$6.2\times10^2$ μM（9 月），2013 年：4.2（7 月）〜$4.9\times10^2$ μM（6 月）の間で時空間変化した．各定点における栄養塩濃度の鉛直変化は小さかった．

POC，PON，PP は河川内または河口付近の定点で高濃度であるか，もしくは湖奥部全域が一様に，湖口部と比べ高濃度であるといった傾向であった．表層水中の POC，PON，PP は POC…2011 年：$1.2\times10^2$（7 月）〜$2.2\times10^4$ μg/L（5 月），2012 年：$1.3\times10^2$（8 月）〜$6.8\times10^3$ μg/L（12 月），2013 年：$1.6\times10^2$（7 月）〜$4.6\times10^3$ μg/L（12 月），PON…2011 年：14（8 月）〜$2.4\times10^3$ μg/L（5 月），2012 年：23（10 月）〜$8.1\times10^2$ μg/L（6 月），2013 年：22（7 月）〜$6.8\times10^2$ μg/L（12 月），PP…2011 年：5.4（11 月）〜$3.2\times10^2$ μg/L（5 月），2012 年：23（11 月）〜$8.1\times10^2$ μg/L（7 月），2013 年：5.2（7 月）〜$1.3\times10^2$ μg/L（12 月）の間で時空間変化した．POC，PON は夏季に濃度が低下した．調査期間を通して，湖奥部では表層水中と比較して底層水中において粒状有機物濃度が高かった．

Chl.*a* は湖口部に比べ湖奥部で高濃度であった．湖奥部における河口付近の定点を Stn.11，Stn.41 と Stn.3，8 の 2 水域に大別すると 1 水域でのみ Chl.*a* が局所的に高い月や，湖全域で Chl.*a* が低濃度な月がみられた．表層水中の Chl.*a* は 2011 年：0.10（4 月）〜37 μg/L（9 月），2012 年：0.40（10 月）〜71 μg/L（5 月），2013 年：0.30（10 月）〜24 μg/L（7 月）と時空間変化した．

### 3.4 表層堆積物のクロロフィル *a*，全有機物，酸揮発性硫化物の分布と変動

表層堆積物（層厚：0〜0.5 cm）における Chl.*a* は周年，河川内に比べ湖内において低濃度であった．湖内では，河口に近い定点ほど高濃度であった．月によって，河口付近に局所的に Chl.*a* が高い定点も存在した．Chl.*a* は 2011 年：1.2（5 月）〜$2.3\times10^2$ μg/g（9 月），2012 年：2.4（4 月）〜$4.6\times10^2$ μg/g（4 月），2013 年：0.20（4 月）〜$1.8\times10^2$ μg/g（10 月）の間で時空間変化した．

TOC，TON は水深が比較的深い Stn.12，Stn.14 および河川内の Stn.A，Stn.B において低い傾向を示したものの，明確な季節変化は確認されなかった．TOC…2011 年：3.8（11 月）〜$1.2\times10^2$ mg/g（9 月），2012 年：1.4（4 月）〜$1.0\times10^2$ mg/g（4 月），2013 年：6.2（10 月）〜$1.2\times10^2$ mg/g（4 月），TON…2011 年：0.30（11 月）〜10 mg/g（9 月），2012 年：0.40（4 月）〜8.4 mg/g（4 月），2013 年：0.50（10 月）〜10 mg/g（4 月）と時空間変化した．

AVS-S は河口付近の定点ほど高濃度であった．AVS-S は 2011 年：0〜3.4 mg/g（11 月），2012 年：0〜3.3 mg/g（10 月），2013 年：0〜13 mg/g（10 月）の間で変動した．

調査期間を通して水中，表層堆積物 Chl.*a* 現存量は 0.10〜130 mg/m$^2$，0.10〜950 mg/m$^2$ と時空間変化した．

## 4．考察

### 4.1 降水量，潮汐と湖奥部における塩分の水平・鉛直分布の関係

門谷ほか（2011）は風蓮湖の淡水―塩水の混合形態は潮汐に依存すると指摘した．本研究では，風蓮湖の特徴である表層塩分の水平分布特性について，湖奥部に着目して調査当日の潮位と調査前 5 日間の合計降水量より検討した．

第一に，鉛直混合が強まる上げ潮時においても，降水量が湖内の塩分分布を強く制限することが明らかとなった．上げ潮時に調査を行ったのは 2011 年 4 月，10 月，12 月，2012 年 7 月，9 月，10 月，12 月，2013 年 10 月，12 月であった．2011 年 4 月，10 月，12 月の調査前 5 日間にはそれぞれ合計 65, 43, 31 mm の降水があった．これに対し，風蓮川河口で最も塩分が低い傾向を呈したのは 2011 年 4 月であった．2012 年 7 月，9 月，10 月，12 月の調査前 5 日間の合計降水量は 3, 0, 20, 15 mm であった．このうち，風蓮川河口，ヤウシュベツ川河口において 2012 年 7 月に低塩分水が出現した．2013 年 10 月，12 月の調査前 5 日間の合計降水量は 81, 39 mm であり，両月ともに湖奥部に水平的塩分勾配が形成された．2013 年 10 月には低塩分水が Stn.15 まで及んだ．上げ潮時の塩分分布と調査前の降水量を概観すると，2011 年 4 月には調査前の豊富な降水量が原因で湖奥部に水平的な塩分勾配が形成された．一方，2012 年 7 月，9 月，10 月，12 月のうち 2012 年 7 月の調査 9 日前に 57 mm という多量の降水があった．57 mm の雨が降った後主要 3 河川のうち最大の流域面積を有する風蓮川を筆頭に，降雨後 9 日間以上かけて増水した河川水が持続的に湖内へ流入し続けたものとみられた．同年 10 月には調査の 15 日前に 47 mm，12 月には 9 日前に 34 mm，8 日前に 24 mm の降水があったが，両月ともに調査当日には河川水の影響がみられなかった．2013 年 10 月は調査前 5 日間の多量の降水が塩分分布に大きく影響した．上げ潮時は水平・鉛直的に高塩分化するが，50 mm 以上の降水によって降水後 10 日間ほどは湖内の表層塩分が低下すると考察された．

第二に成層が発達する下げ潮時に着目すると，2011 年 5 月，9 月は湖奥部全域に低塩分水が広がり，9 月には風蓮川河口に淡水が出現した．2012 年 6 月，2013 年 4 月，5 月，11 月には風蓮川河口付近に低塩分水および大きな塩分勾配が出現した．2011 年 5 月，9 月は調査日の潮位変化が大きく，9 月には調査日前 5 日間の多量降水（71 mm）の影響も加わり 5 月には見られなかった大きな塩分勾配が出現したと考察された．2012 年 6 月には調査日 5 日前の降水（49 mm）の影響により河川流量が増し，湖奥部が低塩分化した．2013 年 4 月には調査当日の潮位変化が大きく湖内へ河川水のインパクトが最大限にもたらされた．同年 5 月は潮位変化が大きく，かつ調査前 5 日間に降水もあったため Stn.15 付近まで河川水の影響が及んだ．11 月の調査時には調査前の降水の影響を受け湖奥部の塩分が低下した．下げ潮時には潮位変化が大きいほど河口域の表層塩分が低下し，降水量の増加に伴い塩分勾配が強まるといった関係が示された．潮位変化が比較的小さな条件下においても，降水によって湖奥部の表層塩分は低下する傾向であった．塩分の鉛直分布については，風蓮川河口から湖口にかけて表層塩分の水平勾配が大きいほど，特に河口付近の定点において水柱が成層する傾向があった．

### 4.2 塩分を指標とした栄養塩およびクロロフィル *a* の挙動

図 2〜4 に塩分と栄養塩の関係を示した．塩分を指標とした溶存成分の空間変化は栄養塩の起源推定に広く活用され，直線関係の検証を通して対象成分の保存性について評価することができる（e.g., 菅ほか, 2011）．河川由来の高濃度の栄養塩が海水と単純希釈混合する場合，河川水中の栄養塩濃度は塩分が高まるほど直線的に低下するが，本研究では各態栄養塩が特徴的な空間変化を示した．$Si(OH)_4$-Si は調査期間を通して塩分の増加に伴う直線的な濃度低下を示した．DIN は塩分が高まると急激に減少し，塩分が更に高まっても低濃度を維持した．$PO_4$-P は塩分が高い定点ほど低く，DIN と比べ河口から湖口にかけての濃度勾配が小さかった．

図 5 に塩分と Chl.*a* の関係を示した．Chl.*a* はとりわけ塩分 15〜20 で高濃度であった．微細藻類が塩分 15〜20 において DIN や $PO_4$-P を消費し，活発に増殖していたとみられた．

### 4.3 粒状有機物とクロロフィル *a* の関係

図 6 に Chl.*a* と POC の関係を図示した．各年・月ごとの POC/Chl.*a* 比（C/Chl.*a* 比）は 2011 年：22（7 月）〜865（4 月），2012 年：17（10 月）〜61（7 月），2013 年：8.0〜78 と時間変化した．植物プランクトンの C/Chl.*a* 比は 27〜67 の間で変動し（Riemann et al., 1989），底生微細藻類の C/Chl.*a* 比は 10.2〜153.9 の値をとる（de Jonge, 1980）．加えて，陸域由来の有機物や海草類は微細藻類と比べ炭素含有率が高いと知られている．風蓮湖においては，湖内の粒状有機物は水中の微細藻類の生産に由来し，また微細藻類，陸，海藻類といった複数の供給源が存在するとみられた．

### 4.4 栄養塩が湖内の微細藻類増殖に及ぼす影響

図 7 に $DIN/PO_4$-P 比（N/P 比）と Chl.*a* の関係を示した．N/P 比は各年の月によっては 100 を上回り，このように N/P 比が非常に高い定点においては Chl.*a* が低い傾向があった．例として，2011 年 9 月は調査日前 5 日間の合計降水量が比較的豊富で表層塩分 15〜20（Stn.0）

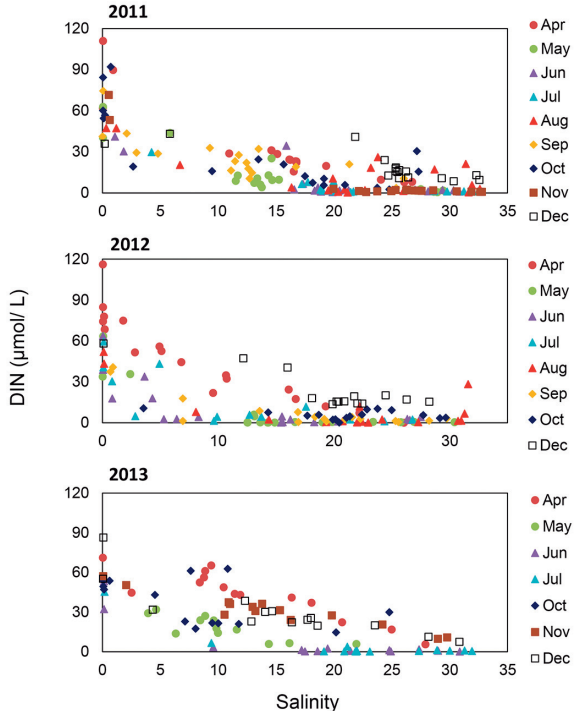


図 2：2011 年～2013 年：4 月～12 月における表層塩分を指標とした DIN の空間変化.
Figure 2：Salinity vs. DIN at surface water from April to December in 2011～2013.

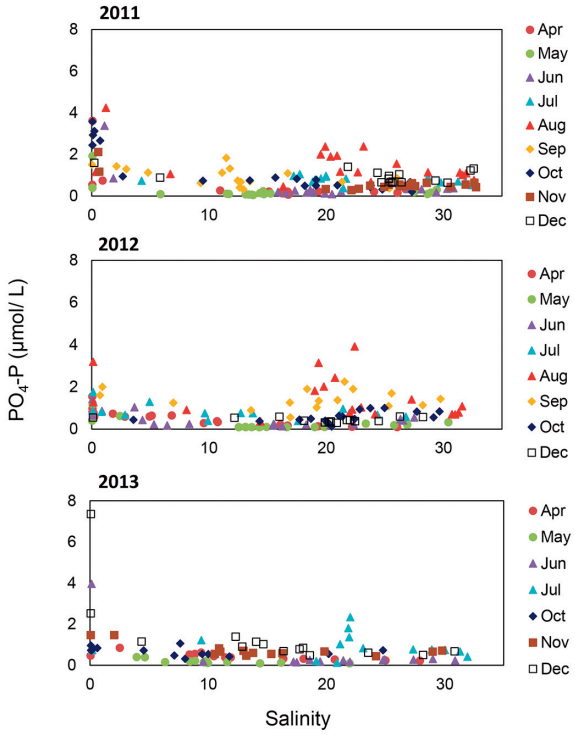


図 3：2011 年～2013 年：4 月～12 月における表層塩分を指標とした $PO_4$-P の空間変化.
Figure 3：Salinity vs. PO4-P at surface water from April to December in 2011～2013.

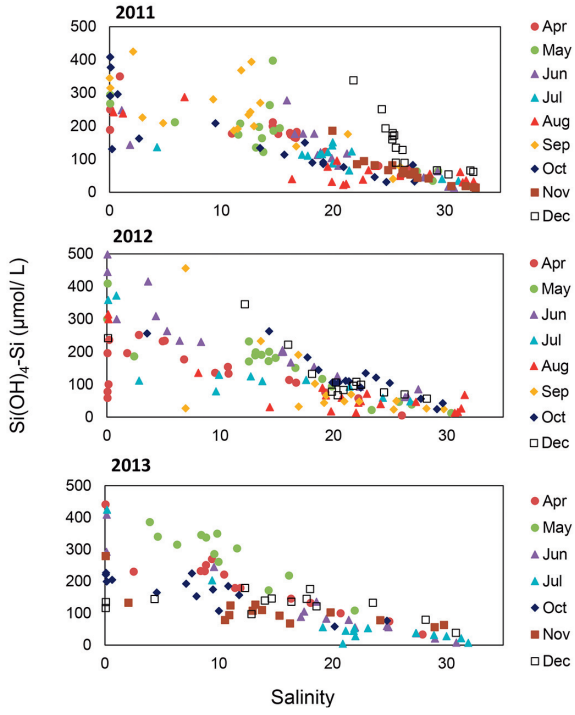


図 4：2011 年～2013 年：4 月～12 月における表層塩分を指標とした $Si(OH)_4$-Si の空間変化.
Figure 4：Salinity vs. Si(OH)4-Si at surface water from April to December in 2011～2013.

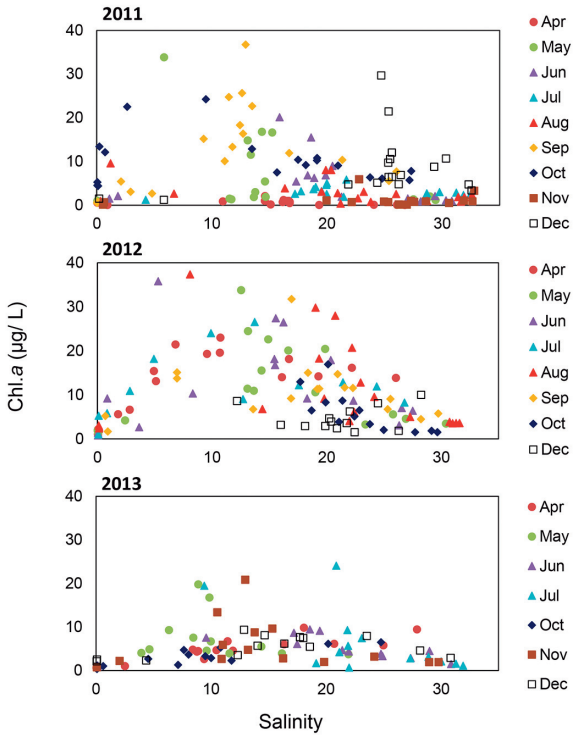


図 5：2011 年～2013 年：4 月～12 月における表層塩分を指標とした Chl.*a* の空間変化.
Figure 5：Salinity vs. Chl.a at surface water from April to December in 2011～2013.

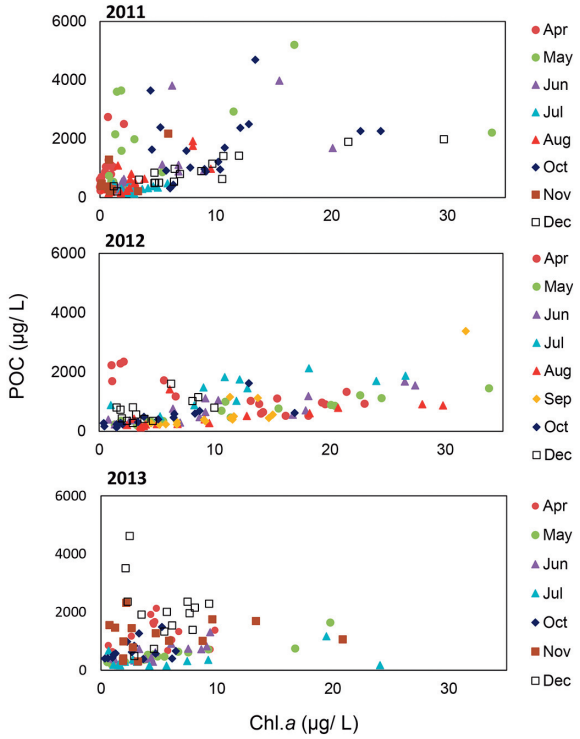


図 6：2011 年～2013 年：4 月～12 月における表層水中の Chl. *a* と POC の関係.
Figure 6：Chl. a vs. POC at surface water from April to December in 2011～2013.

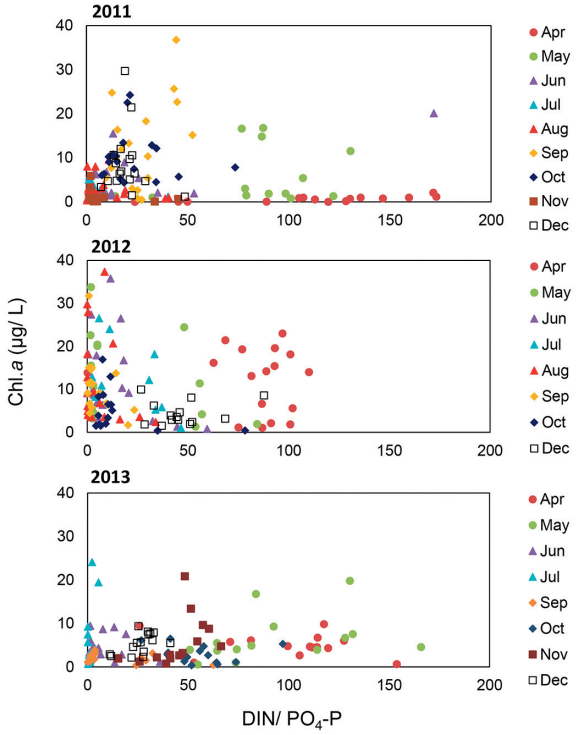


図 7：2011 年～2013 年：4 月～12 月における表層水中の $DIN/PO_4$-P と Chl.*a* の関係.
Figure 7：DIN/PO4-P vs. Chl.a at surface water from April to December in 2011～2013.

において高濃度の Chl.*a*（37 μg/L）が確認され，N/P 比は 45 であった．これに対し，2011 年 9 月と同様に調査日前に降水があった同年 4 月は，調査域全域にわたり Chl.*a* が低濃度であった．2011 年 4 月の N/P 比が 9 月に比べ湖全域で高く，表層水中の平均 N/P 比（n＝14）は 127±72 S.D. であった．栄養塩が豊富な河口域において水中の微細藻類の生産を制限した要因の 1 つとして N/P比が考えられた．

### 4.5 表層堆積物のクロロフィル *a*，全有機物と酸揮発性硫化物の挙動

粒子の物理的堆積環境について，川原（未発表）が実施した 2011 年 4 月から 2012 年 12 月にわたる風蓮湖湖奥部の粒度分布調査によると，$\varphi < 125\,\mu m$ 以下の粒子含有率が 29.3～71.1%に及び，シルト（$\varphi < 63\,\mu m$）含有率は 7.6～50.1%に達した．川原（未発表）は，門谷ほか（2011）が明らかにした微細粒子の沈降・堆積プロセスを通した底質の細粒化が現在も作用していると判断した．

表層堆積物の化学的性状について考察していく．Chl.*a*，全有機物，AVS-S は湖奥部河口付近や Stn.9 で高い値を示した．このうち，各年の平均 TOC は 2011 年（n＝37）：38±31 S.D.mg/g，2012 年（n＝44）：39±25 S.D.mg/g，2013 年（n＝40）：33±25 S.D.mg/g であった．上述の濃度値は門谷ほか（2011）が紹介した基準値：30 mg/g（わが国において富栄養化が起きているとされる沿岸域の濃度）や Terasaki et al.（2013）がホタテガイ養殖の盛んなサロマ湖を対象として算出した基準値：20 mg/gを上回るものであった．有機物起源をについて TOC/TON 比を指標として検討したところ，植物プランクトンの C/N 比は 6.6 と知られ，底生微細藻類の C/N 比は 7～9 であるが（Montani et al., 2003），調査期間を通して表層堆積物の TOC/TON 比は 15 前後であった．微細藻類に加え有機炭素を豊富に含む陸，海草類由来有機物が表層堆積物に沈積し，TOC が高まる環境状態であったとみられた．

AVS-S は河口を中心に水産用水基準値：0.2 mg/g（（社）日本水産資源保護協会，2012）や 2.5 mg/g（汚染の進んだ都市部の内湾や一部の養殖漁場で観測され，漁場環境が著しく悪化した状態とされる値；（社）日本水産資源保護協会，2006）をはるかに大きく上回る濃度が高頻度に観測された．堆積物中の豊富な有機物が嫌気的状態をもたらし，底生動物の生息に不適な状態がときに形成されるものと窺えた．

### 4.6 ヤマトシジミの餌資源としての植物プランクトンに関する評価と水柱，表層堆積物における Chl.*a* 現存量の比較

栄養塩が豊富な河口・内湾域においては，細胞径が比較的大きな（$\varphi > 20\,\mu$m）珪藻類や渦鞭毛藻類が優占する（Carstensen et al., 2015）．珪藻類，渦鞭毛藻類やクリプト藻類は必須脂肪酸を豊富に含有していることから，河口・内湾域において，微細藻類は質の高いエネルギーを上位捕食者に効率よく転送する重要な役割を担う（Carstensen et al., 2015）．

各年の表層水，底層水中の Chl.*a*（中央値）は 2011 年（n＝129）：3.3 $\mu$g/L，4.4 $\mu$g/L，2012 年（n＝113）：10 $\mu$g/L，13 $\mu$g/L，2013 年（n＝96）：4.5 $\mu$g/L，6.6 $\mu$g/L であった．Cloern and Jassby（2008）は，南緯 38.8 度から北緯 63.5 度にいたる世界各地の沿岸海域（114 海域，全 154 定点）を対象として表層水 Chl.*a* の年中央値の変動をとりまとめた．上述した風蓮湖の表層水および底層水の Chl.*a* は Cloern and Jassby（2008）が明らかにした沿岸海域における Chl.*a* 年中央値：1～10 $\mu$g/L に含まれ，比較的高濃度であった．加えて，Cloern and Jassby（2008）は Chl.*a* をカイアシ類や貝類の餌資源量の指標ととらえ，Chl.*a* が 10 $\mu$g/L を下回る環境下では微細藻類捕食者の成長速度が餌資源不足によって律速されるとした．本研究を通して得られた Chl.*a* は上述の指標値をやや下回る傾向であったが，2011 年 4 月の春季ブルームを捉えることができていないなど，過小評価の可能性がある．風蓮湖において，微細藻類は陸由来の豊富な栄養塩を用いて活発に増殖し，上位捕食者にとっての重要な餌資源として機能するものと判断できた．

前章に示したように，調査期間を通して水柱，表層堆積物 Chl. *a* 現存量は 0.10～130 mg/m$^2$，0.10～950 mg/m$^2$と時空間変化した．水柱の Chl.*a* 現存量は水深が比較的深い Stn.15，Stn.17，Stn.27 において水深が浅い湖奥部の Chl.*a* 現存量を上回る傾向があった．一方，湖奥部の Chl.*a* 現存量が時に湖口部に匹敵するか，もしくは上回る場合もみられた．表層堆積物の Chl.*a* 現存量は河川内，Stn.12 や Stn.14 といった比較的水深の深い定点において比較的少なく，河口付近や Stn.4，Stn.9 において豊富であった．温帯域の浅海域（水深 5 m 未満）における底生微細藻類の Chl.*a* 平均現存量は 78 ± 69 mg/m$^2$と報告されており（山口，2011），風蓮湖の底生微細藻類の生物量は先行研究の報告値を大きく上回るものであった．

## 5．おわりに：水質・底質環境の現状評価

本研究では，門谷ほか（2011）と比べ，水温，塩分，栄養塩濃度および有機物濃度に大きな経年変化は見られなかった．近年，流入河川各所の流域飼育牛密度と硝酸態窒素濃度の関係に経時的改善が確認されていないが（三上・五十嵐，2014），湖内においても河川由来の高濃度の栄養塩が風蓮湖の水質に影響を及ぼし続けていると示された．更に，本研究を通して降雨と塩分変動の関係について新たな検討を試みた．塩分を淡水，海水の混合指標とみなして考察すると，降水量が 50 mm を上回ると陸からの淡水負荷が潮汐変動による制限を超え，湖奥部に広がる実態が明らかとなった．三上ほか（2008）は降雨時に河川水中の懸濁物質，アンモニア態窒素，リン酸態リンなどの濃度が増加すると指摘した．水中の C/Chl.*a* 比や表層堆積物の C/N 比から，水中，表層堆積物の有機物源として陸由来有機物が大きく影響していると考察され，風蓮湖では降雨時，平水時ともに淡水流入が水中・堆積物の化学環境を大きく制限しているとみられた．

底質の物理化学環境の評価を通して，河口付近を中心として門谷ほか（2011）が指摘した底質の細粒化プロセスが現在も作用し，底生動物の生息に不適な状況であることが明らかとなった．粒度組成，全有機物，AVS-S を指標とした底質改善がヤマトシジミ漁業再構築の要であると窺えた．ヤマトシジミの生態と風蓮湖の物理化学環境との関係については，川原（未発表），村瀬（未発表）がより詳細に検討しているので，参照されたい．

本研究ではヤマトシジミの餌資源としての植物プランクトン Chl.*a* の評価，および底生微細藻類の Chl.*a* 濃度，現存量の定量を試みた．水中の Chl.*a* は動物プランクトンや貝類などの上位捕食者の成長に好適な濃度であった．高 Chl.*a* をもたらす要因として，門谷ほか（2011）にも示された，陸由来の豊富な栄養塩が植物プランクトンの増殖を支える関係がみられた．このとき，河口付近では N/P 比が安定する塩分 15～20 で高 Chl.*a* を観測した．表層堆積物においては底生微細藻類が時に水柱の Chl.*a* 現存量を大きく上回る Chl.*a* 現存量を示した．陸由来有機物と比較すると，河口域に生息する植物プランクトンや底生微細藻類は必須脂肪酸などを多く含み，エネルギーを効率よく転送する働きを有するため，ヤマトシジミにとってより良質な餌資源である．降水や潮汐の影響を受けて塩分の水平・鉛直分布が時空間的に大きく変動する風蓮湖においては，底生微細藻類が再懸濁によって水中に輸送されるプロセスが存在するとみられ

る．底生微細藻類は植物プランクトンとともに水中の粒状有機物生産に大きく寄与し，餌資源量の観点において，風蓮湖はヤマトシジミの持続的生産を可能とするパワーを保持していると考察された．

## 謝辞

本研究の現地調査にあたり，別海漁業協同組合の皆様に多大なる御協力を頂きました．記して，深く感謝申し上げます．

## 参考文献

Carstensen, J., R. Klais and J. E. Cloern (2015) Phytoplankton blooms in estuarine and coastal waters: Seasonal patterns and key species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **162**, 98–109.

Cloern, J. E. (1996) Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Rev. Geophys.*, **34(2)**, 127–168.

Cloern, J. E. and A. D. Jassby (2008) Complex seasonal patterns of primary producers at the land–sea interface. *Ecol. Lett.*, **11**, 1–10.

de Jonge, V. N. (1980) Fluctuations in the organic carbon to Chlorophyll *a* ratios for estuarine benthic diatom populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **2**, 345–353.

風蓮湖漁場環境改善検討会議（2005）資料 4.

風蓮湖漁場環境改善検討会議（2014）資料 1.

北海道環境科学研究センター（2005）風蓮湖．北海道の湖沼，改訂版，46–51.

北海道立釧路水産試験場（2003）別海町地区周辺地域（北海道–Ⅰ）．藻場干潟・環境保全調査報告書，31–34.

Ichimi, K., K. Tada and S. Montani (2008) Simple estimation of penetration rate of light in intertidal sediments. *J. Oceanogr.*, **64**, 399–404.

（一財）九州環境管理協会（2013）沿岸漁業としての特にアサリの問題．海域の漁業資源の回復と増強に向けて「生物生産力向上と低下の定量的解析」，31–52，（一財）九州環境管理協会，福岡.

Krause-Jensen, D., S. Markager and T. Dalsgaard (2012) Benthic and pelagic primary production in different nutrient regimes. *Estuar. Coasts.*, **35**, 527–545.

松川康夫，張成年，片山知史，神尾光一郎（2008）我が国のアサリ漁獲量激減の要因について．日水誌，**74(2)**，137–143.

三上英敏，藤田隆男，坂田康一（2008）酪農地帯，風蓮湖流域河川の水質特性．北海道環境科学研究センター所報，**34**，19–40.

三上英敏，五十嵐聖貴（2014）家畜排せつ物法施行後における風蓮湖流域河川の水質環境変化について．環境科学研究センター所報，**4**，37–43.

門谷茂（2002）硫化物の簡易測定法マニュアル，1–11，全国漁業協同組合連合会・（社）全国かん水養魚協会，東京.

Montani, S., P. Magni and N. Abe (2003) Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **249**, 79–91.

門谷茂，真名垣友樹，柴沼成一郎（2011）酪農業の進展と風蓮湖の生物生産構造変化．沿岸海洋研究，**49(1)**，59–67.

村上格（2013）北海道別海町における酪農の生産構造．地理学論集，**88(2)**，23–36.

Nixon, S. W. (1995) Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, **41**, 199–219.

岡市友利（1987）赤潮現象．赤潮の科学（岡市友利編），5–36，恒星社厚生閣，東京.

Riemann, B., P. Simonsen and L. Stensgaard (1989) The carbon and chlorophyll content of phytoplankton from various nutrient regimes. *J. Plankton Res.*, **11(5)**, 1037–1045.

佐々木克之（2014）ヤマトシジミの減少原因と対策．水産振興，1–97，（一社）東京水産振興会，東京

菅夏海，柴沼成一郎，山田俊郎，檜垣直幸，門谷茂（2011）亜寒帯汽水湖の火散布沼（北海道）における栄養塩の時空間分布とその起源．海の研究，**20(1)**，19–36.

（社）日本水産資源保護協会（2006）漁場改善計画作成・運用のための手引書（指導者編），10–14，（社）日本水産資源保護協会，東京.

（社）日本水産資源保護協会（2012）水産用水基準（第 7 版），1–5，（社）日本水産資源保護協会，東京.

Terasaki, E., K. Morita, M. Yasuda, K. Maekawa and S. Montani (2013) Spatial distribution of phytopigments and organic matter in surface sediments in Lake Saroma (Hokkaido, Japan). *La mer*, **51**, 119–128.

山口一岩（2011）温帯沿岸域における底生微細藻類の生物量と生産量．日本ベントス学会誌，**66**，1–21.

柳哲雄（1994）チェサピーク湾の環境保全対策．海の研究，**3(4)**，291–295.

柳哲雄（2014）世界の沿岸海域の共通の話題と多様性．詳論沿岸海洋学，247–256，恒星社厚生閣，東京.