

北湖深水層と湖底環境の把握

焦 春萌、桐山徳也、田中 稔、岡本高弘、七里将一、青木眞一¹⁾、
石川可奈子、井上栄壮・永田貴丸、西野麻知子²⁾

要約

2011年度から2013年度にかけて北湖第一湖盆において底層の溶存酸素濃度(DO)などの水深別水質調査を実施した。その結果、特徴的な水質の変動として、2012年8月末から9月にかけて底層DOが急激に低下し、9月に最も早く年度最低値を記録し、底層DO低下時には、湖底直上のマンガン濃度、アンモニア態窒素濃度の上昇が認められた。また、2013年は9月中旬に本州に上陸した台風18号の影響で、大量の土砂や濁水が琵琶湖に流入し、今津沖中央定点では表層から水深30m付近でSSと全りんの濃度が一時的に上昇した。その後、底層の全りんや溶性珪酸が上層に供給され、これらの濃度が水深30~85mで上昇した。しかし、10月中旬から溶性珪酸濃度が表層で低下し始め、冬季の全循環後には全層で溶性珪酸濃度の低下が見られた。

2012年10月に北湖第一湖盆で採取した底泥を用いた室内実験では、DOの低下とともにマンガンが底泥から溶出し、鉄、ヒ素、全りんは、無酸素状態となった後に溶出したが、台風通過後の2013年10月に底泥を用いた実験では、これらの物質の溶出が一時的に遅れる傾向がみられた。また、2013年度に採取した底泥の酸素消費速度(SOD)を比較したところ、採取時期による違いは認められなかった。

本研究では、成層期において、2011年度および2013年度に、琵琶湖付近を通過した台風などの強風のイベントが、琵琶湖深湖底直上における一時的な酸素回復にどのような影響を与えたのかを考察するため、自動連続機器を用いて琵琶湖深湖底直上の水温構造、DO、流向・流速などを観測した。強風のイベントにより、大きい振幅の内部ケルビン波を水温躍層で引き起こした。この内部ケルビン波は、湖底直上の水の鉛直混合によって上から下へ酸素を供給し、琵琶湖深湖底のDOの一時的な回復に貢献した。強風のイベントが琵琶湖深湖底のDO回復に及ぼす影響について、強風影響指数を設定し、考察を行った。

また、今後、地球温暖化の進行等により、成層開始日が早くなり、かつ全循環が不十分となり3月のDO濃度が低くなることが重なれば、琵琶湖深湖底のDO濃度の季節変化がどのように変化するかを予測し、過去の観測データや生物への影響に関する知見をもとに、深湖底におけるDO濃度の季節変化のシナリオを試算した。

北湖深底部の底生生物の季節変化を把握するため、水中有索ロボット(ROV)による観測と底泥採集調査を実施した。水深90m地点の湖底で2012年9月の低酸素時期に、アナンデルヨコエビ(以下「ヨコエビ」とする)死骸が大量に観察された。しかし、ヨコエビ群集は主に夏季に産卵すること、若齢体は浮遊生活し、湖底で密集しないことなどから、秋から冬にかけて起きる湖底の低酸素化の影響は受けにくいと考えられた。底生動物の低酸素耐性実験では、ピワオオウズムシ>ミズムシ>ヨコエビ>スジエビの順に耐性が強く、ピワオオウズムシは無酸素下で5日間生存した。しかし、水深90mの低酸素になりやすいエリアは他の地点に比べて、ピワオオウズムシ、ミズムシの個体群密度が低く、耐性の強い生物種ほど、生息域という観点で低酸素の影響を受けている可能性が示唆された。

低酸素化が進行した場合の生物群集への影響を把握するため、2つのタイプのシナリオを想定し、推定死亡率等の影響評価を実施した。〔シナリオ1〕全循環が起らず1年を通じて水深90m湖盆が無酸素になる場合、最もバイオマスが大きいヨコエビ(成層期生息限界水深約50mとした場合)は、 6.2×10^{10} 個体が死亡し、ヨコエビ全体の約16%が死亡する可能性がある。〔シナリオ2〕全循環があった場合も、過去の観測で最も厳しい気象や湖の成層の条件が重なった場合、水深90mエリアは、1年の1/3の期間がDO 2mg/L未満となり、底生動物の生息に適さない酸素状況になる可能性があることがわかった。

1. はじめに

近年、地球温暖化等によって、集中的な豪雨や猛暑、巨大な台風の発生などの異常気象の頻度が高くなっている。これらの気象変動は、気温、湿度、降水、風向・風速、

雲量といった湖の物理境界条件の変化により、湖の物理構造(水温、混合パターン・時期、成層強度)を変化させ、湖の水質への影響を及ぼす(IPCC, 2007)。地球温暖化によ

1)現・滋賀県南部流域下水道事務所、2)現・びわこ成蹊スポーツ大学 教授

て、完全循環湖が不完全循環湖へ移行する湖がある。例えば、ドイツのコンスタンス湖は、年一回の循環湖であるが、気温の長期上昇に伴い、冬期における湖水の全循環が不完全になった年が現れたことが観測で分かった (Straile et al, 2003)。また、同様に、世界の他の深水湖 (フランスのレマン湖、アメリカのエリー湖など) でも、深湖底の低酸素化問題が深刻になっている。こうした低酸素化に伴い、湖底から栄養塩や重金属が溶出し、湖底生物の生息域は縮小しており、水質も悪くなっている (長谷川, 2006, Blumberg, A. & D. DiToro, 1990)。

近年、地球温暖化等に起因して、全循環が平年より遅れ、また、成層強化などにより、琵琶湖深湖底における低酸素化現象の発生頻度は高くなった (焦ら, 2012)。かつて 1960 年代の琵琶湖深底部で低酸素化現象が顕著になったが、その要因は富栄養化に伴う表水層での有機物生産の増大とその深層への沈降であることが古くから指摘されてきた (中, 1973)。1979 年に開始した琵琶湖水深別調査で水深約 90m の深底部における全循環期前の DO 濃度の低下が毎年秋季に観測され、2008 年には湖底直上 1m での値が 0.5mg/L まで低下した。2006 年度には記録的な暖冬による冬期鉛直混合の異常がみられ、例年であれば 1~2 月に観察される全循環が起らず、3 月下旬になって深底部の DO 濃度がかろうじて回復する事象が生じた。

こうした環境の中、1991 年には硫酸化細菌のチオブローカの出現が確認された (Nishino et al, 1998)。チオブローカは、湖底泥の嫌気化が進むと溶出する硫化物を酸化してエネルギーを得る細菌であることから、琵琶湖の深底部において低酸素化が進行してきたことが指摘された。また、2002 年 11 月には微生物由来のマンガン酸化物の構造体メタロゲニウムが第一湖盆 (図 2.1) の深層部で広範囲かつ多量に出現した (一瀬ら, 2006)。このメタロゲニウムの出現もまた、湖底泥の嫌気化・低酸素化の進行を示している。そして 2012 年 9 月には、1979 年に定期観測を開始して以来、琵琶湖の深湖底では、最も早く低酸素状態になった。その時、第一湖盆の深底部で低酸素水塊が確認され、当センターの水中撮影で、第一湖盆湖底の 90m 以深の広範囲においてヨコエビ類の死亡個体の集積が観察され (低酸素化に強いエラミズやピワオオウズムシの生存は確認)、生物への低酸素化の影響も明らかとなってきた。

また、環境省では気候モデルをもとに琵琶湖の全循環を予測し、近い将来 (2034~2036 年) 3 年間にわたり全循環が起らない可能性があるとして報告している (環境省, 2013)。琵琶湖の深湖底において、暖冬により全循環の開始が遅れる、さらには、全循環が起らず継続的に無酸素状態になると、深湖底に生息する固有の底生動物が大量死する恐れがあると言われている (西野, 2010)。しかし、深

湖底における生物の現存量、分布、生態についての観測データおよび知見は十分でなく、どれほどの影響が生じるかはよくわかっていない。

そこで、本研究「調査解析 1_北湖深水層と湖底環境の把握」では、サブテーマ 1「琵琶湖水深別水質調査と湖底環境の把握」と、サブテーマ 2「気象変動が湖水の動態および深水層低酸素状態に与える影響のメカニズム解明」と、サブテーマ 3「琵琶湖深水層低酸素化と生物の関係究明」と 3 つのサブテーマに分けて、研究を進めた。

第 1 章では、「はじめに」として、本研究の背景・目的、本報告の構成を述べる。第 2 章のサブテーマ 1「琵琶湖水深別水質調査と湖底環境の把握」では、水質汚濁防止法に基づく琵琶湖水深別水質調査により、北湖第一湖盆において底層 DO 等の水質をモニタリングした結果を報告する。また、同地点で採取した底泥を用いた室内実験を行い、底泥からのマンガン、ヒ素等の溶出状況や底泥による酸素消費の状況を確認した。第 3 章のサブテーマ 2「気象変動が湖水の動態および深水層低酸素状態に与える影響のメカニズム解明」では、強風など短期的な気象変動が琵琶湖の湖底付近での環境に与える影響を解析し、強風などのイベントが湖底付近における DO 濃度回復に与える影響について考察する。また、過去の観測データや生物への影響に関する知見をもとに、深水層における DO 濃度の季節変化のシナリオを試算する。第 4 章のサブテーマ 3「琵琶湖深水層低酸素化と生物の関係究明」では、主な底生動物の現存量を把握するため、水中有索ロボット (ROV: Remotely Operated Vehicle) のカメラによる観察およびエクマン採泥器とドレッジによるサンプル採取調査による定量化を試みた (Ishikawa et al, 2014)。また、湖水中の動物プランクトン (ヨコエビ) の昼夜移動を調査し、湖底付近に貧酸素水塊が形成された場合の個体群への影響の受けやすさを検討した。さらに、採取した底生動物の低酸素耐性を明らかにするため、室内実験を行い、これらの調査実験結果を用いて、琵琶湖の深湖底が低酸素あるいは無酸素になった場合を想定した複数のシナリオに基づき、底生動物の死亡量の推定を行った。

2. 琵琶湖水深別水質調査と湖底環境の把握

2.1. はじめに

琵琶湖北湖では、例年、春から夏にかけて表層水温が上昇し、水深 10m から 30m にかけて水温が急激に低下する水温躍層が形成される。水温躍層が形成されると、これよりも下層の水は鉛直混合しにくくなり、水の混合等による酸素供給よりも有機物の分解等による酸素消費が多くなるため、徐々に底層の DO 濃度が低下し、10 月から 12 月に年度の最低値を記録する。その後、冬季の水温低下や季節風の影響による水温躍層の衰退に伴い、水の鉛直混合が進んでいき、翌年 1 月～2 月頃には全循環により表水層から底層の水が均一となり、底層 DO が回復する。

しかし、2006 年度には暖冬の影響で底層 DO が十分に回復しない(岡本ら, 2007)など、2000 年以降底層 DO が 2mg/L を下回る低酸素状態がしばしば観測されており(焦ら, 2011)、底層 DO をはじめとする水質の継続的なモニタリングや、底層 DO の低下の要因やその影響を把握する必要がある。

ここでは、北湖第一湖盆の水深 90m の地点で 2011 年度から 2013 年度に実施した水深別水質調査結果等から、底層 DO のほか特徴的な水質の変化について報告する。また、北湖第一湖盆で採取した底泥を用いた溶出実験や底泥の酸素消費実験を試みたのでその結果についても報告する。

2.2. 方法

2.2.1. 水深別水質調査等

調査地点は、琵琶湖北湖の第一湖盆の水深約 90m の今津沖中央定点 (C 点) である (図 2.1)。同地点は、水質汚濁防止法第 16 条の規定に基づく琵琶湖水質の常時監視地点の一つであり、1979 年から鉛直方向の水質調査を実施している。調査深度は、0.5, 5, 10, 15, 20, 30, 40, 60, 80, 85 および湖底直上 1m の 11 水深である。水温と DO は、クオンタ水質計 (hydrolabo 社製) を使用した。その他の項目については、バンドーン採水器で採取した水を実験室に持ち帰り、JISK0102 に準拠した方法等で分析した。この

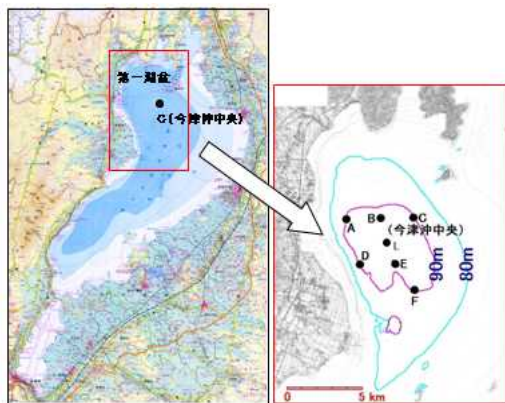


図 2.1 北湖第一湖盆の調査地点

ほか、同地点に自動採水器 (日油技研工業 (株) 製 NWS-11C5、写真 2.1) を設置し、週 1 回の頻度で湖底直上 0.5m の水を採取し、前述の方法で分析した。

また底層 DO の平面分布を把握するため、第一湖盆内において、C 点を含む深度 90m の等深線上の 6 地点 (A～F 点) と中央の最深部 (水深 92m) の 1 地点 (L 点) において、湖底直上 1m の水温と DO を月 1～4 回測定した。表 2.1 に各調査地点の座標 (岡本ら, 2007) を示す。

表 2.1 調査地点座標

地点	北緯	東経
A	35° 23' 02"	136° 04' 18"
B	35° 23' 27"	136° 06' 10"
C	35° 23' 41"	136° 07' 57"
D	35° 21' 56"	136° 04' 58"
E	35° 21' 46"	136° 06' 26"
F	35° 21' 01"	136° 07' 20"
L	35° 22' 39"	136° 06' 15"

2.2.2. 底泥を用いた溶出実験について

底層 DO が大きく低下した場合の底泥からの物質の溶出状況を把握するため、C 点において、不攪乱柱状採泥器 ((株) 離合社製、HR 型、写真 2.2 (左)) を用いて、内径 110mm、長さ 500mm のアクリル製カラムに、高さが 250mm となるよう底泥を採取するとともに、バンドーン採水器を用いて直上 1m の水を採取し、実験室に持ち帰り、底質調査方法 (環境省水・大気局, 2012) を参考に以下の溶出実験を行った。

カラム内の底泥上の湖水を取り除いた後、GF/B (1 μ m) のガラス繊維ろ紙でろ過した直上 1m の水を充填水としてカラムに充填し、空気が残らないよう攪拌子付きシリコン栓で密栓した。その後、脱酸素剤 (三菱ガス化学 (株) 製 RP-20K) 入りのガスバリア袋 (同社製エスカル・ネオ HT160100M) にカラムを密封し、アクロバットスターラー ((株) 関東理化学製、ASH-1240) で底質を巻き上げないよう攪拌しながら 8℃ の恒温槽で培養した。培養開始後適宜カラムを取り出し、カラム内の水 (以下「直上水」とする) の DO を DO 計 (HACH 社製ポータブルマルチメータ HQ40d) で測定後、直上水を採取しガラス繊維ろ紙 (GF/B) でろ過し、金属類等の水質分析を行い、底泥からの溶出状況を確認した (以下「嫌気実験」とする)。また、嫌気条件で底泥から各物質が一定レベル溶出した後、ガスバリア袋を開封し、攪拌子付きシリコン栓をずらした状態でアクロバットスターラーにて上層水を攪拌し、表層から空気が供給される好気条件にした。経時的に上層水を 150mL 程度採取し、前述と同様に濃度変化を確認した (以下「嫌気-好気実験」とする)。

また、底泥による酸素消費速度を測定するため、前述と同様に処理したカラムを培養し、定期的に上層水の DO の

変化を測定した。



写真 2.1 自動採水器

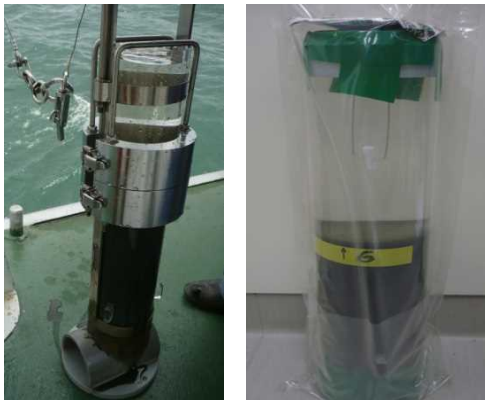


写真 2.2 不攪乱柱状採泥器による採泥 (左) と底泥を用いた室内実験 (右) の様子

2.3. 結果と考察

2.3.1. 北湖第一湖盆の底層 D0 と水質

調査を開始した 1979 年度以降の C 点における底層 D0 (湖底直上 1m) の年間最低値の変化を図 2.2 に示す。1999 年度から 2010 年度の 12 年間で、D0 2mg/L を下回る貧酸素の状態となった年が 4 回あった。2011 年度から 2013 年度の 3 ヶ年における底層 D0 の年度最低値は、2011 年度 3.2mg/L、2012 年度 1.2mg/L、2013 年度 4.3mg/L であり、2012 年度は 2008 年度以来 4 年ぶりに貧酸素の状態となった。

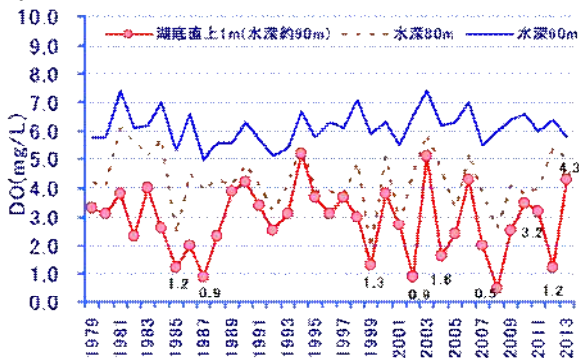


図 2.2 C 点における底層 D0 (湖底直上 1m) の年度最低値の経年変化

2011 年度から 2013 年度の C 点における水温の鉛直分布の経時変化を図 2.11 に示す。各年度とも春季から夏季の表層水温の上昇に伴い水深 10m から 20m に水温躍層が形成されていることがわかる。

2011 年度から 2013 年度の C 点および L 点における底層 D0 (湖底直上 1m) の経月変化を図 2.3~2.4 に、C 点における D0 の鉛直分布の経時変化を図 2.12 に示す。

2011 年度は、底層 D0 は、4 月から 10 月まで徐々に低下し、10 月 24 日に C 点で 4.0mg/L、L 点で 3.1mg/L となった。その後、12 月~翌年 1 月は横ばい傾向となり、2 月 6 日には、表層~底層の全層においてほぼ一定 (10.2~11.6mg/L) となり、全循環による底層 D0 の回復がみられた。年度を通じての底層 D0 の経時変化は、過去 10 年間の平均値と同程度で推移した。

2012 年度は、4 月から 8 月まで例年並みに低下し、8 月 27 日に C 点で 6.2mg/L、8 月 20 日に L 点で 5.0mg/L となった。その後、底層 D0 の低下速度が 8~10 倍と急激に上昇し (図 2.5)、C 点では 9 月 3 日に 4.2mg/L、9 月 10 日に年度最低値の 1.2mg/L、L 点では 8 月 27 日に 3.2mg/L、9 月 3 日に年度最低値の 0.7mg/L となった。例年、底層 D0 は 10 月から 12 月にかけて最低値を記録するが、2012 年度は調査開始以降最も早期に最低値を記録する特異的な状況であった。この原因は 2.3.2.1 節において考察する。その後、C 点では 2.6~2.7mg/L、L 点では 1.4~2.0 mg/L

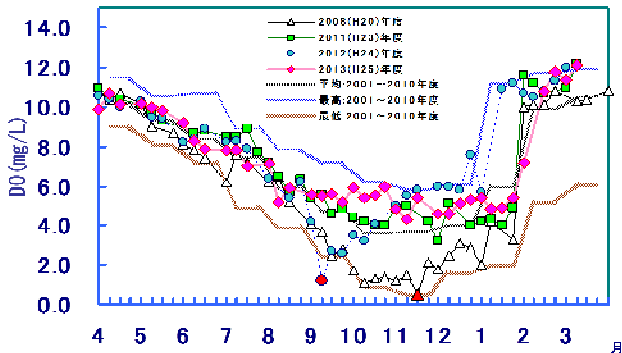


図 2.3 C 点における底層 D0 (湖底直上 1m) の経月変化

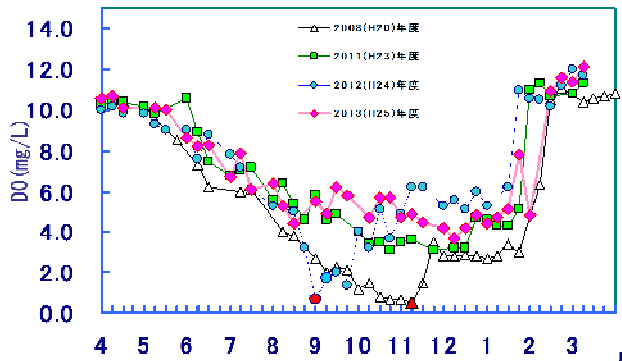


図 2.4 L 点における底層 D0 (湖底直上 1m) の経月変化

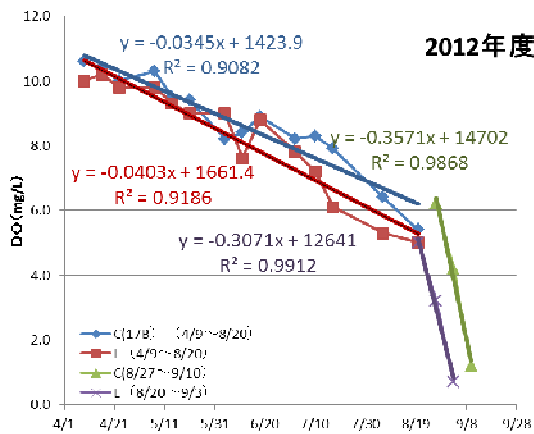


図 2.5 C 点と L 点における底層 DO (湖底直上 1m) の低下速度の変化

と低い値で推移したが、9月30日に台風17号が本州を通過した後の10月3日には、C点で3.5mg/L、L点で4.0mg/Lに上昇した。それ以後、9月の観測値を下回ることなく推移し、翌年1月29日には全層において10.9~11.2mg/Lとなり、底層DOの回復がみられた。

2013年度は、4月から8月まで例年並みに低下し、9月9日にC点で5.5mg/L、L点で4.9mg/Lとなった。その後、9月中旬~翌年1月は例年よりも高い値で推移し、翌年2月17日には全層において10.8~11.1mg/Lとなり、底層DOの回復がみられた。また、9月中旬に本州を通過した台風18号の影響により、C点における水質に特異的な変化がみられたので2.3.2.2節において報告する。

北湖第一湖盆における底層DO(湖底直上1m)の平面分布を図2.6に示す。2012年度の貧酸素の状況を2008年度(焦ら, 2011)と比較すると、2008年度は9月初めにL点で2mg/Lとなり、10月中旬にはC点とL点で2mg/Lを下回った後、10月下旬にはその状況が北湖第一湖盆の大部分に広がり、57日間に渡り2mg/Lを下回る地点が確認された。一方、2012年度は、8月下旬から9月下旬までの

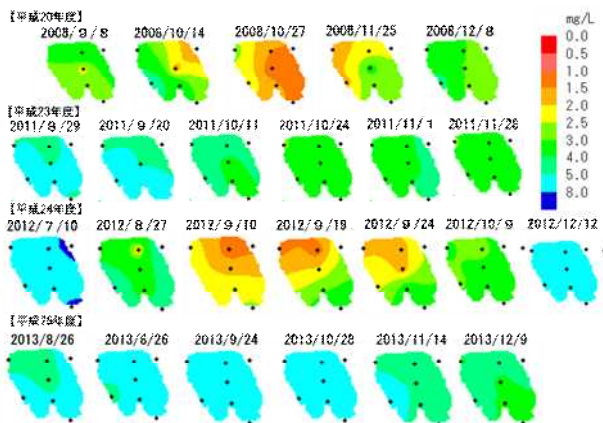


図 2.6 北湖第一湖盆における底層 DO (湖底直上 1m) の平面分布

28日間に中央部と北部の地点で2mg/Lを下回る地点が確認されたのみであり、2008年度と比べると貧酸素化した範囲が小さく期間も短かった。

C点におけるマンガン濃度の鉛直分布の経時変化を図2.13に示す。湖底直上1mにおけるマンガン濃度の最高値は、2011年度は11月21日と1月23日の0.10mg/L、2012年度は11月19日の0.30mg/L、2013年度は12月17日の0.10mg/Lであり、2008年度から2010年度の結果(焦ら, 2011)と同様、底層DOが低下した年度にマンガン濃度が高くなった。

次にC点における全りん濃度の鉛直分布の経時変化を図2.14に示す。湖底付近の全りん濃度は、2011年度は9月~12月、2012年度は5月~8月、2013年度は6月~9月にそれぞれ上昇した。また、底層DOが急激に低下した2012年8月下旬から9月の全りん濃度は0.011~0.013mg/Lと年度の平均値と同程度であり、底層DOと全りん濃度には明確な傾向は認められなかった。

2.3.2. 北湖第一湖盆における特徴的な水質の変化

2.3.2.1. 2012年8月末から9月にかけての底層DOの急激な低下

2012年6月から7月、琵琶湖表層において大型緑藻類のスタウラストルム (*Staurastrum*) が増殖し、琵琶湖北湖の表水層において化学的酸素要求量、クロロフィルa濃度が上昇した。

C点におけるクロロフィルa濃度の鉛直分布の経時変化を図2.16に示す。2012年度は、深度0.5~10mの表水層において、7月にクロロフィルa濃度が14.2~20.9μg/Lと1979年度からの調査実施以来の最高値となり、その後、7月後半~8月前半にかけて湖底直上1mで1.1~1.2μg/Lと比較的高値を示した。

2.3.1節で述べたとおり、北湖第一湖盆において8月下旬から9月にかけて底層DOが急激に低下し、一時的に貧酸素状態となったが、表層で増殖した大型緑藻類の一部が湖底に沈降し、底層における酸素消費が一時的に上昇した可能性が示唆された。加えて、底層付近の成層が例年より安定していたため、底層DOの拡散が抑制されたことも底層DOの早期低下の要因の一つであると考えられた。

また、C点で自動採水器を用いて湖底直上0.5mの水を採取し水質分析した結果を図2.7および図2.8に示す。底層DOが急激に低下した期間中の9月18日には湖底直上0.5mでマンガン濃度が0.54mg/L、アンモニア態窒素濃度が0.17mg/Lとそれぞれ年度最高値を示した。一方、同期間中の湖底直上1mではマンガン濃度が0.20mg/L、アンモニア態窒素濃度が0.03mg/Lと、湖底直上0.5mの半分以下

であり、底層 DO の低下に伴う濃度の上昇は限定的であった。また、底層 DO の低下に伴いヒ素の溶出が懸念されたが、年間を通じて不検出 (<0.005mg/L) であった。

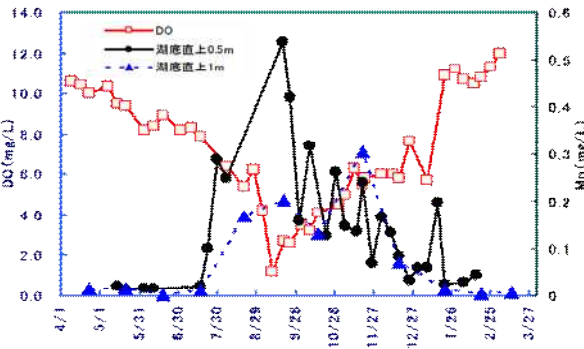


図 2.7 C 点の湖底直上 0.5m におけるマンガン濃度の経時変化 (2012 年度)

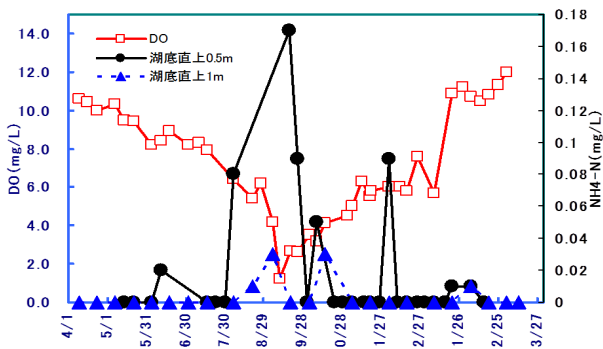


図 2.8 C 点の湖底直上 0.5m におけるアンモニア態窒素の経時変化 (2012 年度)

2.3.2.2. 2013 年 9 月に上陸した台風 18 号による琵琶湖北湖の水質への影響

2013 年 9 月に本州に上陸した大型の台風 18 号の接近・通過に伴い、琵琶湖流域では、9 月 15 日から 16 日にかけて総雨量 277mm の豪雨となった(国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所ホームページ)。

この影響で、河川等から大量の土砂や濁水が流入し、琵琶湖の平均水位が約 1m 上昇し、下流への洪水被害を防止するため瀬田川洗堰の全閉操作が 41 年ぶりに行われた(国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所ホームページ)。また、台風通過後は、湖面に倒木や草が大量に漂流し、湖全体の透明度が著しく低下するなど、様相が一変した。

C 点における水温の鉛直グラフを図 2.9 に示す。台風通過前 (9 月 2 日) の水温は、水深 0.5~10m では 27.7℃と一定で、以降水深 15, 20, 30m では 17.1, 13.0, 9.8℃と急激に低下しており、水温躍層が強固に形成されていた。しかし、台風通過直後 (9 月 18 日) は、水深 0.5, 5, 10, 15m で 24.5, 23.6, 20.8, 18.0℃と表層付近の水温は大き

く低下し、水深 15~30m での水温変化が緩やかとなった。

C 点における SS の鉛直グラフを図 2.10 に示す。台風通過前の SS は、全層で 1mg/L 未満であったが、台風通過後は表層~水深 40m で上昇し、水深 15m では 10.4mg/L (1979 年の調査開始以来の最高値と同値) となった。また、SS 同様、T-P についても濃度が上昇した。その後、SS のピークは、9 月 24 日で水深 30m、10 月 1 日で水深 80m と沈降していく状況がみられ、同日に採取した底泥の表面には新たな堆積物が認められた。

琵琶湖に流入した土砂の比重を 2.5~2.8g/cm³(松中, 2003) とし、ストークスの式から、各調査日にピークがみられた水深の粒子径を試算して成分を推定したところ、0.07~0.1mm のシルトであった。10 月 7 日の調査では SS のピークは認められず、前述の粒径以上のシルトや細砂が湖底に堆積したものと考えられる。

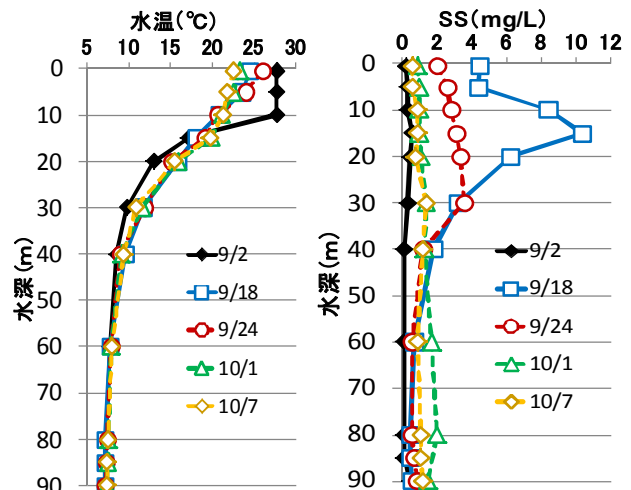


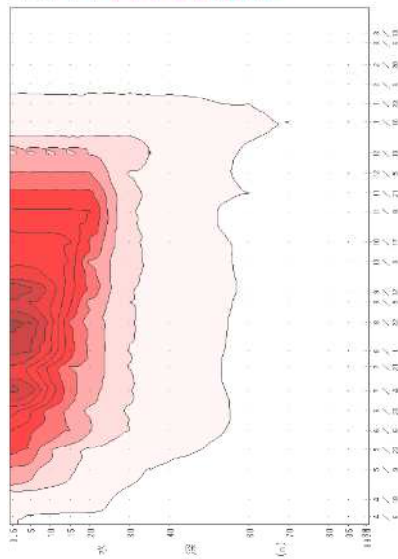
図 2.9 C 点における水温の鉛直グラフ

図 2.10 C 点における SS の鉛直グラフ

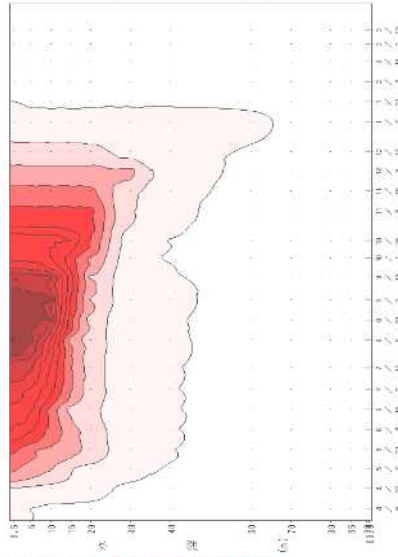
また、台風との関連は不明であるが、台風通過後、表層から徐々に溶性珪酸濃度が減少し始め、冬季には鉛直方向で溶性珪酸が枯渇する特徴的な変化がみられた。

C 点における溶性珪酸濃度とクロロフィル a 濃度の鉛直分布を図 2.15~2.16 に示す。10 月上旬、台風の影響で水温躍層が弱まったことや水の攪乱等により、底層の全りんや溶性珪酸が上層に供給され、水深 30~85m で濃度が上昇し始めた (図 2.14)。10 月中旬から、表層~水深 30m 付近で、珪藻が増殖し、クロロフィル a 濃度の上昇と溶性珪酸濃度の低下がみられ、11 月には溶性珪酸濃度が 0.4~0.7mg/L と枯渇した。1 月には、湖水の鉛直混合が進み、底層からの供給により一旦溶性珪酸が上昇したが、再び珪藻類が増殖し、全循環後の 3 月には溶性珪酸濃度が全層で 0.4~0.5mg/L となった。この値は、過去 5 年の 3 月における溶性珪酸濃度 (2.3~3.3mg/L) と比べると低値であった。

2011年度



2012年度



2013年度

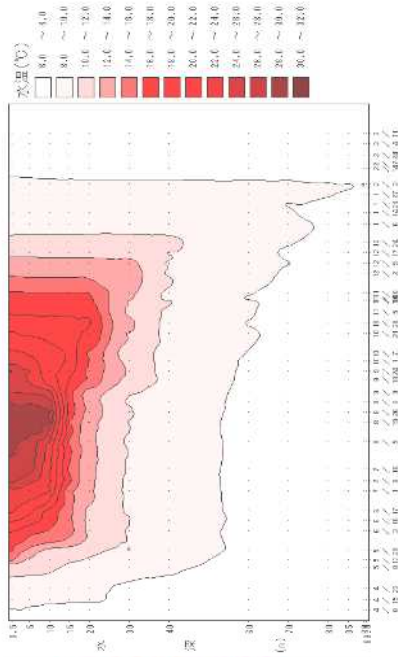
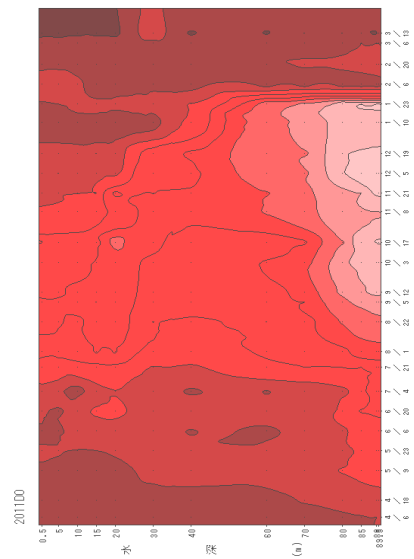
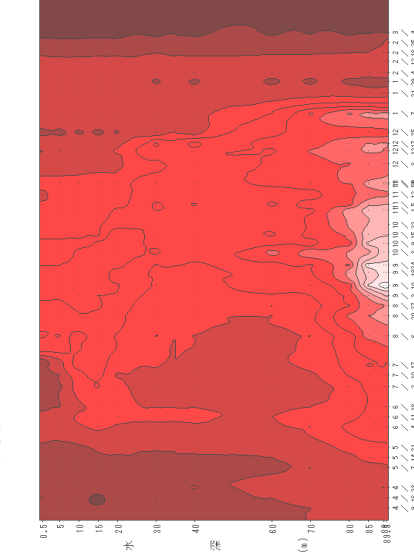


図 2.11 C点における水温の鉛直分布の経時変化

2011年度



2012年度



2013年度

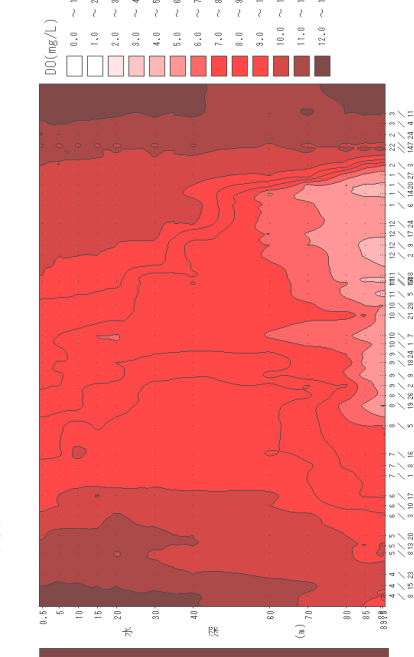
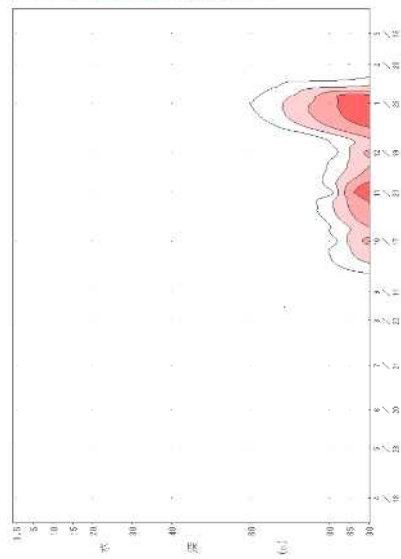
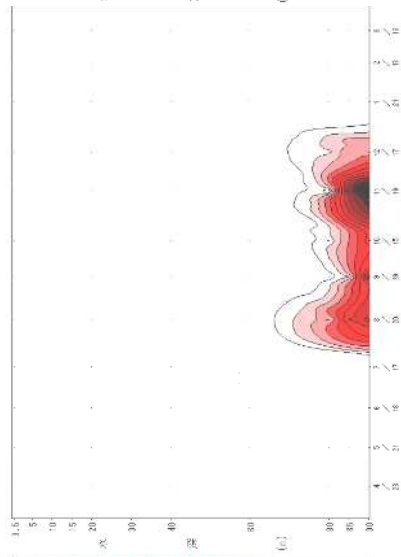


図 2.12 C点におけるD0の鉛直分布の経時変化

2011年度



2012年度



2013年度

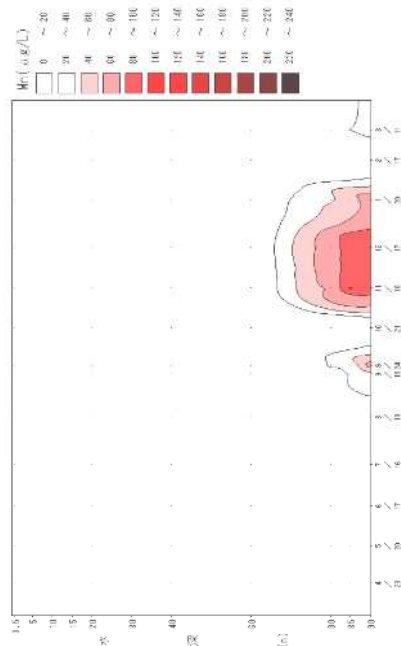
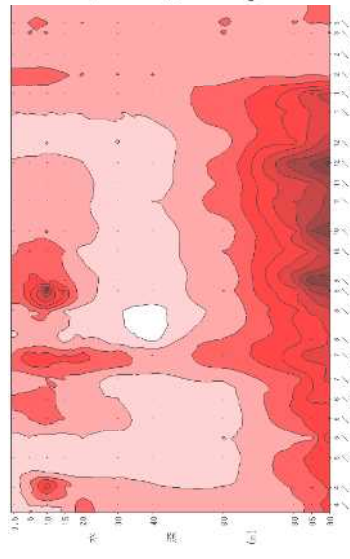
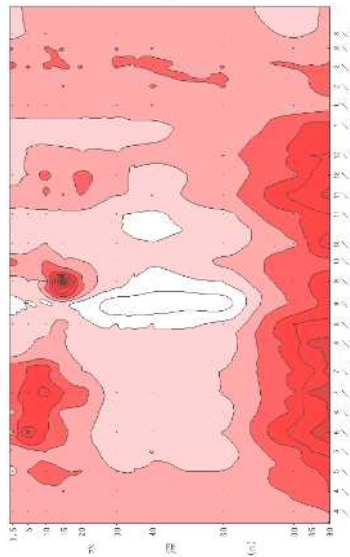


図 2.13 C点におけるマンガン濃度の鉛直分布の経時変化

2011年度



2012年度



2013年度

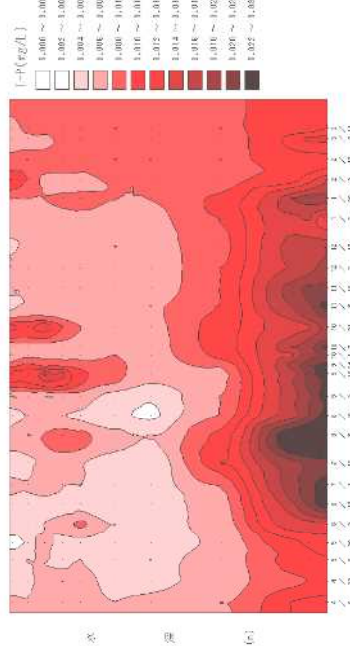
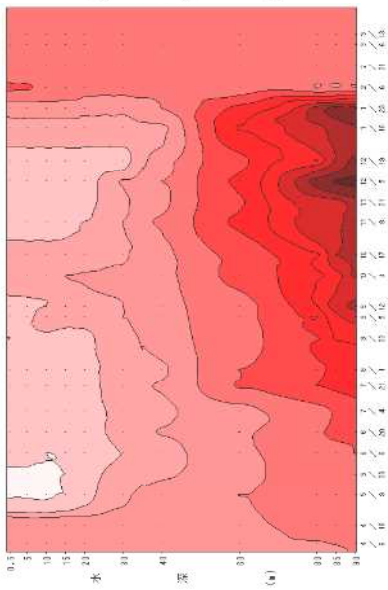
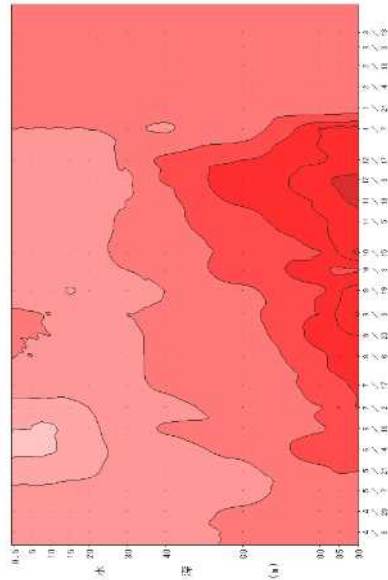


図 2.14 C点における全りん濃度の鉛直分布の経時変化

2011年度



2012年度



2013年度

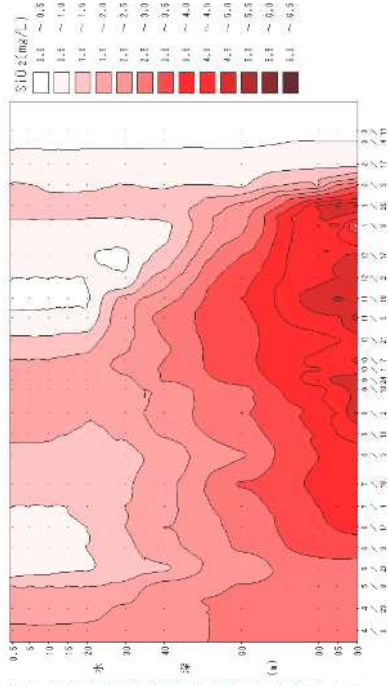
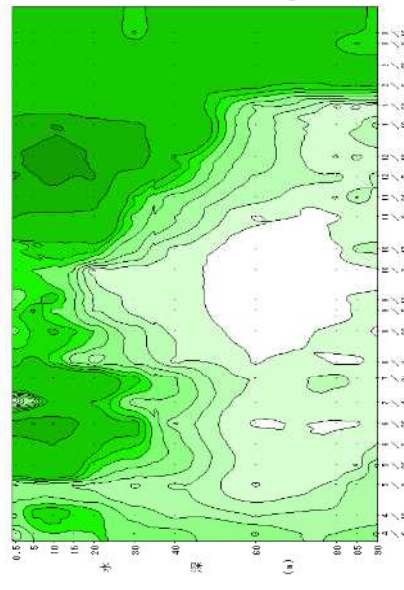
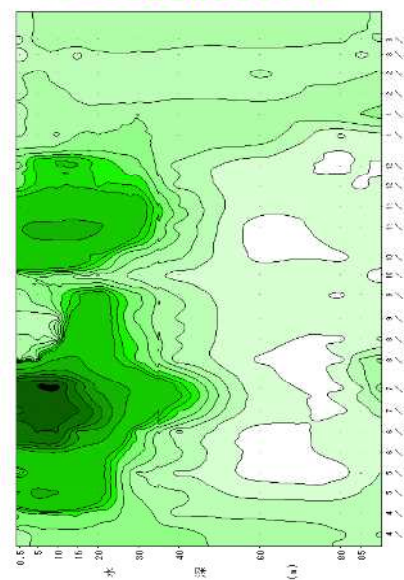


図 2.15 C点における溶性珪酸濃度の鉛直分布の経時変化

2011年度



2012年度



2013年度

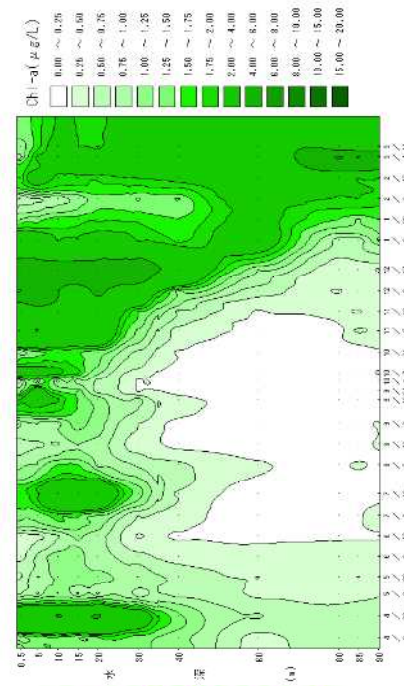


図 2.16 C点におけるクロロフィル a 濃度の鉛直分布の経時変化

2.3.3. 底泥を用いた室内実験

C点において2012年10月と2013年10月に採取した底泥を用いた嫌気実験を行い、底泥からの上層水への物質の溶出状況を確認した結果を図2.17~2.18に示す。いずれの底泥においても実験開始直後から底泥による酸素消費が進み直上水中のDOは急激に低下した。

2012年10月に採取した底泥では、マンガンは無酸素状態となる前から溶出が始まったが、鉄、ヒ素、りんについては無酸素状態となった後から溶出が始まった。形態別窒素については、実験開始直後は硝酸態窒素が卓越していたが、DOの低下とともに脱窒反応により硝酸態窒素濃度が低下し、無酸素状態となった後はアンモニア態窒素濃度が上昇した。川嶋ら(1983)は、南湖浚渫水域の調査結果から底層DOの低下に伴う水質変化を、①DOの消費—水和二酸化マンガンの2価マンガンへの還元(有機物質の分解に伴うアンモニウムイオンの蓄積)、②脱窒作用による硝酸イオンの還元、③水和酸化鉄の還元による2価鉄の溶出(リン酸イオン、比色ケイ酸の溶出)、④硫酸還元による硫化水素の発生の4段階で進行するとしており、本実験は①から③を指示するものと考えられる。

一方、2013年10月に採取した底泥では、2012年と比べてマンガンの溶出の時期が大きく遅れ、無酸素状態となった後に溶出が始まり、ヒ素、鉄、りんは実験期間中ほとんど溶出が認められなかった。

実験条件は異なるが、2014年2月に採取した底泥を用いて実施した嫌気—好気実験(後述)の嫌気過程では、無酸素状態になる前にマンガンの溶出が認められた。2.3.2.2節で述べたとおり、2013年10月の底泥採取時には9月中旬に上陸した台風18号の影響と考えられるシルトや細砂が堆積しており、このことが底泥からの溶出状況を一時的に変化させた一因と考えられる。

C点において2014年2月に採取した底泥を用いた嫌気—好気実験を行い、嫌気条件で約37日間培養した後、好気条件にした場合の直上水中の物質の濃度変化を確認した結果を図2.19に示す。

嫌気条件終了後は、無酸素状態となっており、直上水中には鉄、マンガン、ヒ素が高濃度で溶出していたが、好気条件となりDOが回復するとともに、鉄、ヒ素濃度は大きく低下した。還元的条件において溶出した2価鉄が、好气的条件となり3価水和酸化鉄を生成し、ヒ素は共沈あるいは吸着した(川嶋ら, 1983; 中島ら, 1982)、ものと考えられる。また、マンガンについては好气的な条件となった後も大きな濃度変化は認められなかった。川嶋(1988)によると、マンガンの酸化にはマンガン酸化細菌の働きが関与しており、本実験条件ではその活性が上がらなかったものと考えられる。

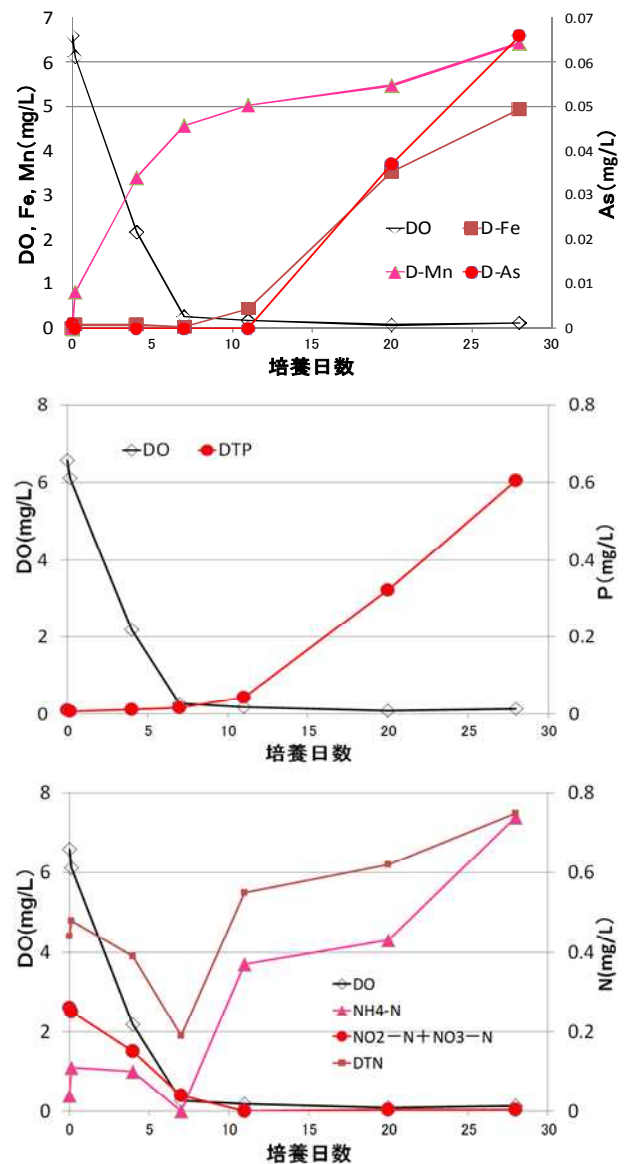


図2.17 2012年10月にC点で採取した底泥を用いた嫌気実験における直上水のマンガン濃度、鉄濃度、ヒ素濃度(上)、全りん濃度(中)、形態別窒素濃度(下)の経時変化(水温8°C)

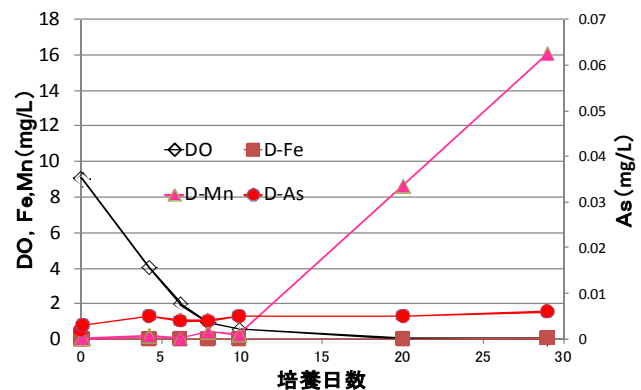


図2.18 2013年10月にC点で採取した底泥を用いた嫌気実験における直上水のマンガン濃度、鉄濃度、ヒ素濃度の経時変化(水温8°C)

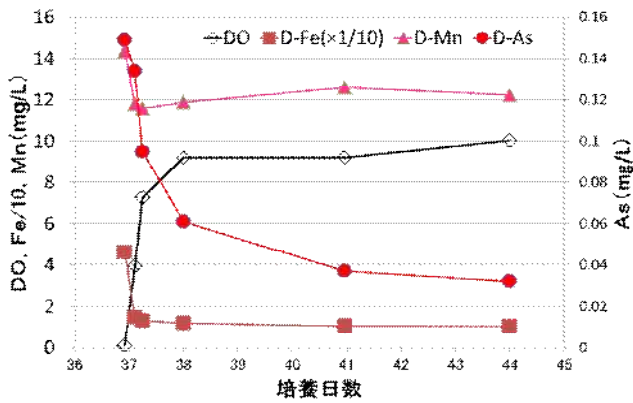


図 2.19 2014 年 2 月に C 点で採取した底泥を用いた嫌気-好気実験における直上水のマンガン濃度、鉄濃度、ヒ素濃度の経時変化 (水温 8°C)

また、本実験における直上水の DO については、指数関数的に低下することから、一次式 ($-d x / d t = k x$: DO 濃度、 t : 時間、 k : 反応速度定数) に従うと仮定して x の自然対数を取り、 t との一回帰式 ($\ln(x) = -k t + \ln(x_0)$) の傾きから酸素消費速度定数 (SOC) k を算出できる (遠藤ら, 2010)。C 点で 2013 年度に採取した底泥を用いた実験から SOC を求めた結果を表 2.2 に示すが、採取時期による SOC の大きな違いは認められなかった。

本実験で使用したシリコンゴム栓は、天然ゴムやブチルゴムなどと比べて、1 オーダー以上酸素透過度が高く (剣菱, 1980)、カラム周囲の酸素の影響を受ける可能性があることから、さらなる改良や測定精度の確認も必要と考えられる。

表 2.2 C 点における SOC の算出結果

底泥採取日	SOC (1/day)
2013/5/14	0.17~0.19
2013/7/9	0.17~0.18
2013/10/30	0.20
2014/2/14	0.20

2.4 まとめ

2011 年度から 2013 年度にかけて北湖第一湖盆における水深別水質調査等を実施した。その結果、2012 年度は、6 月~7 月に表層で増殖した大型緑藻類が下層に沈降したことにより底層での消費が一時的に上昇し、底層 DO をはじめとする底層の水質に大きく影響を及ぼした。2013 年度は、9 月中旬に本州に上陸した台風 18 号の豪雨の影響で SS や全りん濃度が一時的に上昇したほか、台風通過後は、表層で珪藻が増殖し溶性珪酸濃度の減少が起り、気温の低下に伴う湖水の鉛直混合により全層で溶性珪酸が枯渇した。

北湖は最大水深が 103.6m、平均水深が 43m であり、鉛

直方向にも水温・水質の変化が大きく、春から秋には 10~20m 付近に強固な水温躍層が形成され、気温の低下や季節風の影響により冬季に全循環するため、水質の評価には気象・水象の変化、プランクトンの発生状況とともに、鉛直方向における水質変動の把握が必要である。今回報告した特徴的な水質変化は本調査の重要性を再認識させるものであった。

北湖深水層の底泥を用いた室内実験では、DO の低下とともにマンガンが底泥から溶出し、無酸素状態になった後に鉄、ヒ素、全りん、アンモニア態窒素が溶出した。今後、地球温暖化等の影響により、北湖で全循環が起こらない等の事態が生じ、底層付近で無酸素状態が生じ長期化する場合は、これらの物質の溶出による水質への影響が懸念される。一方、DO が回復すると、鉄、ヒ素、全りんの多くは沈殿の生成等により沈降することから、貧酸素化の進行を仮定した水質の影響を評価する際には、強風の影響等による底層 DO の一時回復による水質の変化についても考慮しておく必要がある。

現在、環境省において、底層 DO を水生生物に係る環境基準に設定すべく検討が進められている。琵琶湖での基準適用に向けての検討に資するため、魚介類や餌生物の生息場所となる沿岸付近など、北湖第一湖盆以外の場所における底層 DO の状況把握や、底泥の酸素消費速度等、底層 DO の評価につながるデータを蓄積する必要がある。

3. 台風など物理要因による琵琶湖深湖底における溶存酸素濃度の短期変化

3.1. はじめに

近年、琵琶湖北湖では、水深 90m を超える第一湖盆を中心に、9 月から 12 月の間、低い DO 濃度が観測され、生物の生存に必要なと思われる低酸素状態の目安 2mg/L を下回る現象が増えている (図 2.2)。深水層で形成される低酸素水塊の DO 濃度は、空間分布が不均一であり、時間的にも変化している。

一方、先行研究において、成層期でも水平方向の水の動きは盛んであり、水塊が大きく入れ替わることによって DO 飽和度の値が大きく変わる可能性を示す研究 (奥村・遠藤, 1985) がある。そして同研究では、風の影響で底層に強い流れが生じる場合があり、強風によって表層水が攪拌され、その影響が遅れて底層に至り、水塊が入れ替わることによって、DO 飽和度が大きくなる場合があるとしている。

北湖深湖底における DO 濃度の変化は、長期変化 (年変化) と短期変化 (月変化、一時的変化) に分けられる。その長期変化のメカニズムについては、富栄養化、地球温暖化

による成層強化、雪解け水の増減などによるものとする研究がある一方、短期変化のメカニズムについては、詳細は明らかになっていない。

そこで、本研究では、成層期において強風など短期気象変動が琵琶湖の湖底付近での環境に与える影響を解析する。また、深湖底の水温・D₀濃度の短期変化の特徴を把握し、強風などのイベントが湖底付近におけるD₀濃度回復に与える影響について考察することを目的とする。

3.2. 方法

琵琶湖北湖の湖底付近の環境は、静的な空間と思われるが、時には激しい運きがあり、決して穏やかな環境ではないため、正確に観測することは、容易なことではない。したがって、強風など短期的な気象変動による琵琶湖の湖底付近で起こっている現象を正しく理解するためには、湖底境界層に発生する水温分布の変動、流れの詳しい解析を可能にする自動連続観測データが必要である。

3.2.1. 自動連続観測機器による現場調査

自動連続観測は、第一湖盆の中心を通した南北に湖盆を横断する線上(N3~N5)で行った(図3.1)。

調査項目と調査方法は以下のとおりである。

1) 水温・D₀濃度調査

第一湖盆の水温・D₀濃度の時間・空間変化の詳細を把握するために、N3、N4、N5のそれぞれ湖底直上1mにおいて測定精度±0.002℃の水温計(RBR社製の高精度水温計)、測定精度±1%のD₀計3台を設置した。

2) 流れ・内部波調査

第一湖盆の深水層の流れおよび内部波を把握するため、N3、N4、N5のそれぞれ湖底直上1mにADCP流速計(NORTEKAS社製、測定精度:流向は±2度、流速は±0.5cm/s)を設置した。この流速計により湖底から2m毎に30mの範囲の流れの鉛直分布を観測した。

3) 水温成層構造・内部波調査

第一湖盆の表層水と深層水の水温成層構造および内部波を把握するため、N3、N4、N5のそれぞれ湖底直上2m毎に計8個の水温ロガー(TidbiT, OnSet社製、測定精度±0.2℃)を、表層に5m毎に計7個の水温ロガーを設置し、年間を通して5分間隔で鉛直水温分布を自動連続測定した。なお、鉛直方向に一定の空間間隔で水温ロガーを繋いだものはサーミスタチェーン(図3.2)と言い、水温成層構造を測るための基本的な観測機器である。

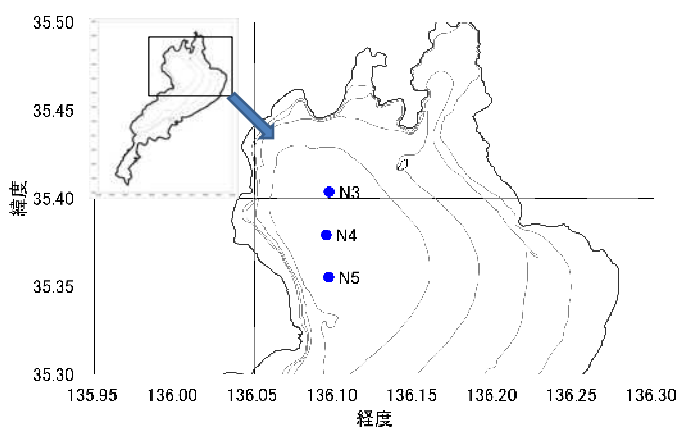


図 3.1 第一湖盆における調査地点

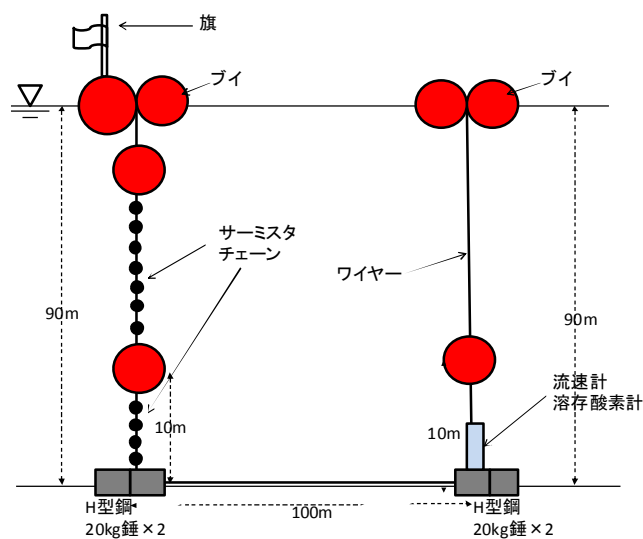


図 3.2 琵琶湖深湖底における自動連続観測機器の設置図

3.2.2. 使用データ

2011年度から2013年度までの風向・風速のデータは、彦根地方気象台の気象データを、また水温長期変化のデータは、当センターの水深別定期調査のデータを用いた。

3.2.3. 湖水の成層強度 (シュミット安定度指数)

湖水の成層強度SIについては、下式で計算した(Hutchinson, 1957; Idso, 1973)。

$$SI = \int_0^{z_m} (z - z^*) (\rho(z) - \rho^*) A(z) dz / A_0 \quad (1)$$

ここで、A₀は湖の表面積、A(z)は水深zにおける湖の面積、ρ*は湖の重心における密度(水温長期変化データを利用して算出)、z*は湖の重心における水深、z_mは最大水深である。このSIは、シュミット安定度指数(Schmidt's Stability Index)と呼ばれ、成層状態から密度均一分布まで混ざるために必要な仕事を表すものである。

3.2.4. 強風影響指数(Wind Impact Index)

強風が深湖底の水温・DO の短期変化に与える影響を評価するため、風速と成層強度を総合的に考え、本研究では、以下の強風影響指数を用いることとした。

$$WII = KW^2 / SI \quad (2)$$

ここで、K は比例常数で、W は風速、SI は式(1)のシュミット安定度指数を示す。風が湖面に与える風応力は、 $F=KW^2$ であるので、強風影響指数=風応力/シュミット安定度指数とした。

3.3. 結果と考察

3.3.1. 強風などの短期的な気象の変動

2011年度～2013年度に、琵琶湖の深湖底の水温・DO の短期変化に直接的な影響を与えたと思われる強風等のイベントは以下のとおりである。

2011年度：台風6号(7月19日)、台風12号(9月3日)、台風15号(9月21日)のほか、強風日(10月1日)

2012年度：台風17号(9月30日)、台風21号(10月18日)

2013年度：台風18号(9月16日)、台風20号(9月26日)、台風26号(10月15日)や台風27号(10月26日)

これらの台風や強風は、いずれも平均風速・最大風速・最大瞬間風速が大きな数値を示し、琵琶湖に大きな影響を与えた。

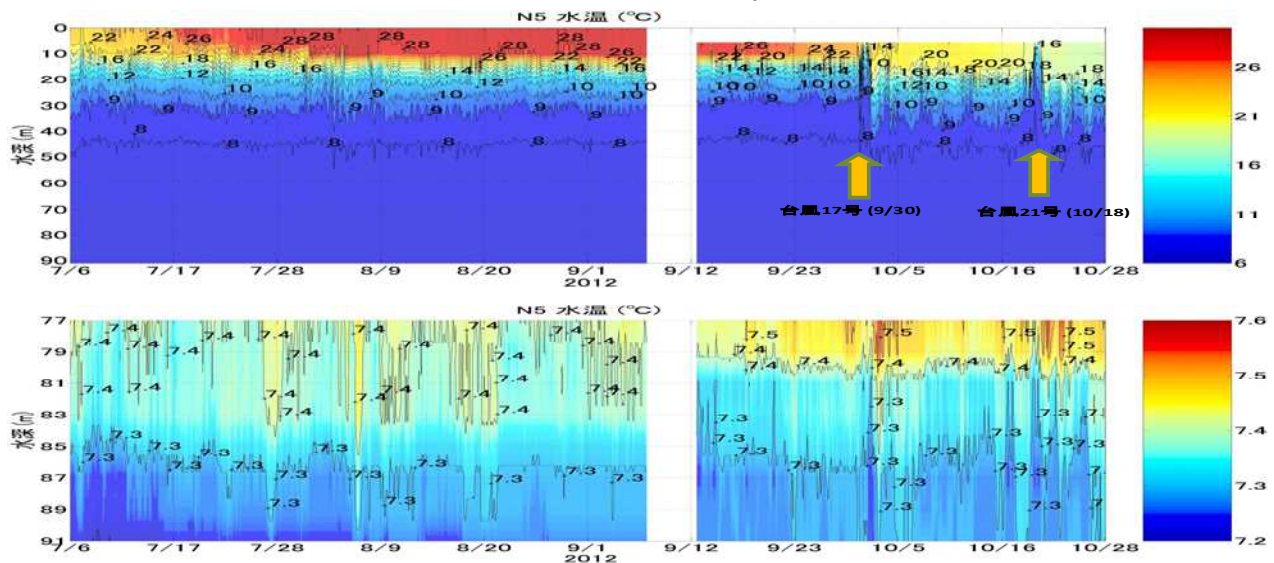


図 3.3 2012年7月から10月にかけてのN5における水温等値線図
上側は水深0mから91mまでの水温分布、下側は水深77mから91mまでの水温分布

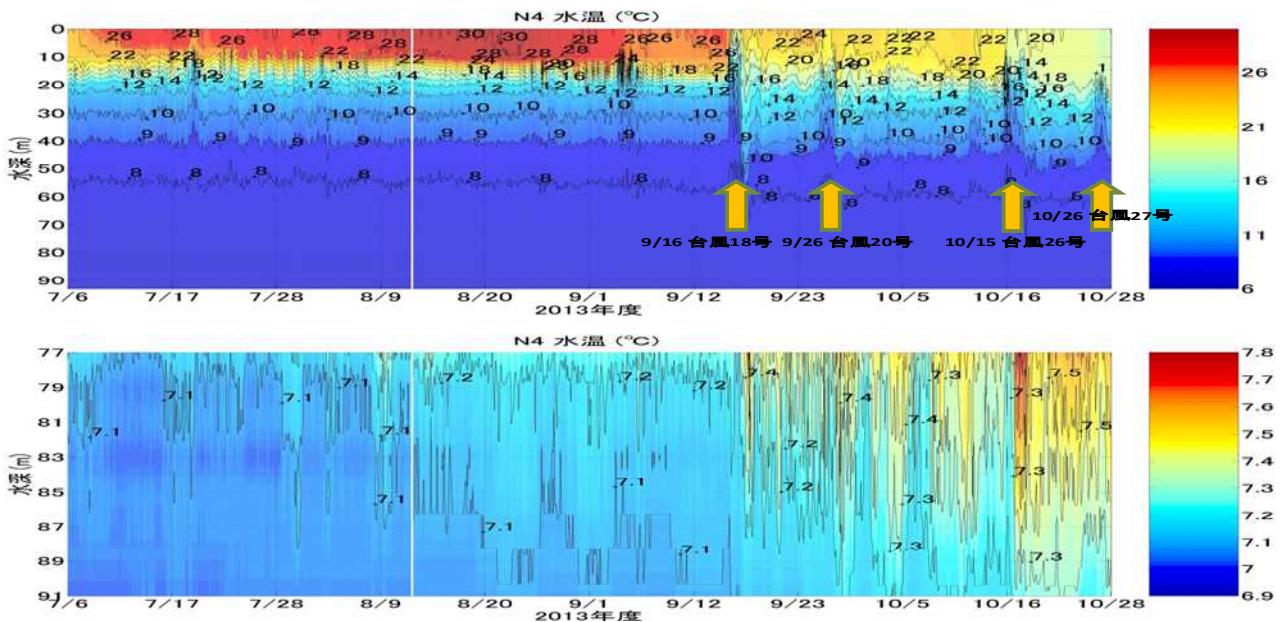


図 3.4 2013年7月から10月にかけてのN4における水温等値線図
上側は水深0mから91mまでの水温分布、下側は水深77mから91mまでの水温分布

3.3.2. 強風が湖底付近の水温分布に与える影響

サーミスタチェーン(図 3.2)を用いて計測した、2012 年 7 月から 10 月にかけての N5 における水温の経時変化を図 3.3 に示す。水温の鉛直補間は、線形スプラインを用いた。台風 17 号(9 月 30 日)、台風 21 号(10 月 18 日)による強風が大きく、これにより大きい振幅の内部ケルビン波が水温躍層で引き起こされ(図 3.3 上図)、湖底直上の鉛直混合が強く起こっていることが分かる(図 3.3 下図)。

同様に、2013 年 7 月から 10 月にかけての N4 における水温の経時変化を図 3.4 に示す。台風 18 号(9 月 16 日)と台風 26 号(10 月 15 日)により大きい振幅の内部ケルビン波が水温躍層で引き起こされ(図 3.4 上図)、湖底直上の鉛直混合が強く起こっていることが分かる(図 3.4 下図)。

ただし、これらはいずれも一時的な変化であり、成層を破壊するまでには至っていない。

3.3.3. 強風が湖底付近の流れの分布に与える影響

2011 年について、図 3.5 の B、C は、2011 年 7 月から 10 月までに深湖底の湖底直上(水深 85m~90m の 0.5m の間隔で 10 層)で測定した流れの図である。この図から、湖底直上の水深 85m~90m の鉛直各層の流速値や流向はほとんど同じ傾向にあることがわかる(図 3.5B)。このことは、深湖底の湖底直上の鉛直各層の水は、台風などのイベントで同じ方向に、同じ程度の速さで流れることを示唆している。また、その流れは一過性で、波動を伴って急激に減衰することがわかった。

台風が湖底付近の流れの分布に与える影響は、風の強さだけでなく、湖の成層状態にも関係している(式(2))。2011 年度に到来した台風のうち、成層の弱い時期に来た台風 6 号(7 月 19 日)は、深湖底の湖底直上の水の流れの分布への影響が強かった(図 3.5B、C)。成層の強い時期に来た台風 12 号(9 月 3 日)、台風 15 号(9 月 21 日)や強風(10 月 1 日)の湖底直上の水の流れへの影響は、台風 6 号より弱かった。

2012 年について、図 3.6 の B、C は、2012 年 7 月から 10 月までに深湖底の湖底直上(水深 85m~90m の 0.5m の間隔で 10 層)で測定した流れの図である。2011 年の図 3.5 と同様に、湖底直上の水の鉛直各層の流速値と流向がほとんど同じ傾向にあり、強風などのイベントで生じた強い流れは一過性であり、波動を伴って急激に減衰している(図 3.6B)。

同年の台風 17 号(9 月 30 日)、台風 21 号(10 月 18 日)は勢力が強かったため、深湖底の湖底直上の水の流れへの影響が強かった。

2013 年について、図 3.7 の B、C は、2013 年 7 月から 10 月までに深湖底の湖底直上(水深 85m~90m の 0.5m の間隔で 10 層)で測定した流れの図である。

2013 年の夏には、台風が多く、台風 18 号(9 月 16 日)、台風 20 号(9 月 26 日)、台風 26 号(10 月 15 日)のいずれも深湖底の湖底直上の水の流れへの影響が強かった。

3.3.4. 強風等が湖底直上の水温・D0 濃度に与える影響

2011 年は、図 3.5D に示したように、2011 年 7 月から 10 月にかけては、深水層の湖底直上の D0 が消費され、D0 濃度が徐々に低くなっていった。一方、湖底境界層(湖底の近くにおける濁度の高い、乱流の強い水層)の乱流拡散により、湖底直上の上層にあるより水温の高い水が下へ拡散され、ゆっくりとした水温上昇が見られる(7 月から 10 月の 4 か月間で水温が 0.1°C ほど上昇した)。成層期はこのプロセスにより、湖底付近の水温は緩やかな上昇を示すとともに、D0 濃度が緩やかに低下していくのが琵琶湖北湖深湖底の特徴である。そうした中、強風など短期的な気象変動がくると、深水層の湖底直上の水に強い混合が発生し、急激な水温上昇と D0 回復が起こる。

2011 年の台風 6 号(7 月 19 日)の場合、湖水成層が弱い時期であったため、風力の割にその影響が大きく、強風の通過前後の D0 濃度変化が大きく、急激な水温上昇と D0 回復がみられた(図 3.5D)。しかし、湖水成層の強い時期に来た同年の台風 12 号(9 月 3 日)、台風 15 号(9 月 21 日)および強風(10 月 1 日)の時には、その通過前後の D0 濃度変化が小さく、D0 はあまり回復しなかった(図 3.5D)。ただし、強風等による D0 の一時回復により、単調な D0 濃度の低下傾向は、緩和された。

2012 年は、湖水の成層が強いことに加え、琵琶湖に影響を与えるような台風や強風が少なく、来る時期も遅かったため、D0 濃度は大きい振幅を持ちながら徐々に低くなっていった(図 3.6D)。そうした中、台風 17 号(9 月 30 日)、台風 21 号(10 月 18 日)の影響が大きく、通過前後の D0 濃度変化は大きく、急激な水温上昇と D0 回復がみられた(図 3.6D)。

2013 年は、9 月半ばまでは、D0 濃度が徐々に低くなるとともに、湖底境界層の乱流拡散により水温がゆっくりと上昇していった。強い台風 18 号(9 月 16 日)がくると、水温上昇と D0 の回復が起こり、その通過前後の D0 濃度変化が大きかった(図 3.7D)。その後の台風 20 号(9 月 26 日)、台風 26 号(10 月 15 日)および台風 27 号(10 月 26 日)においても、強風による湖底境界層の乱流拡散が生じ、水温上昇と D0 の回復がみられた(図 3.7D)。

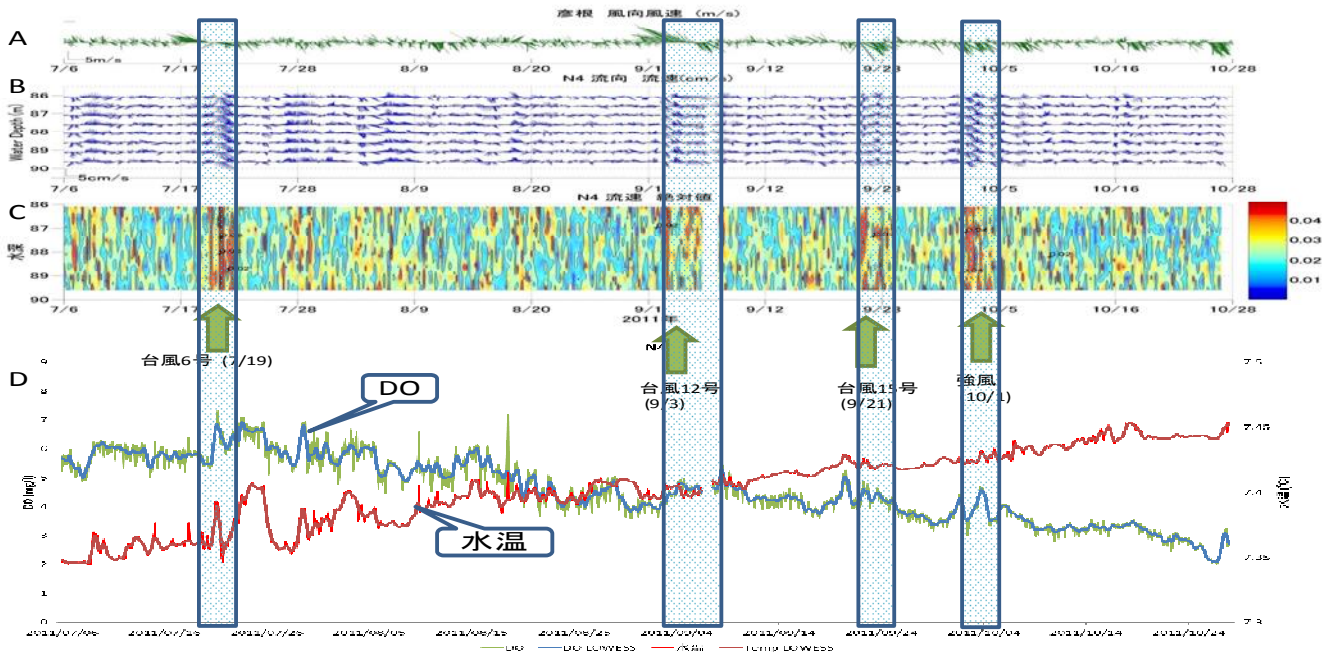


図 3.5 2011 年 7 月～10 月、N4 における ADCP 流速計で測定した流れおよび深水層の溶存酸素濃度と水温図

- A は、風向風速（彦根气象台）のベクトルの図、
- B は、水深 85m～90m の流向流速のベクトルの図、
- C は、水深 85m～90m の流速の絶対値の等値線図、※矢印は台風到来日
- D は、水深 90m で測定した溶存酸素濃度と水温（太実線：LOWESS）

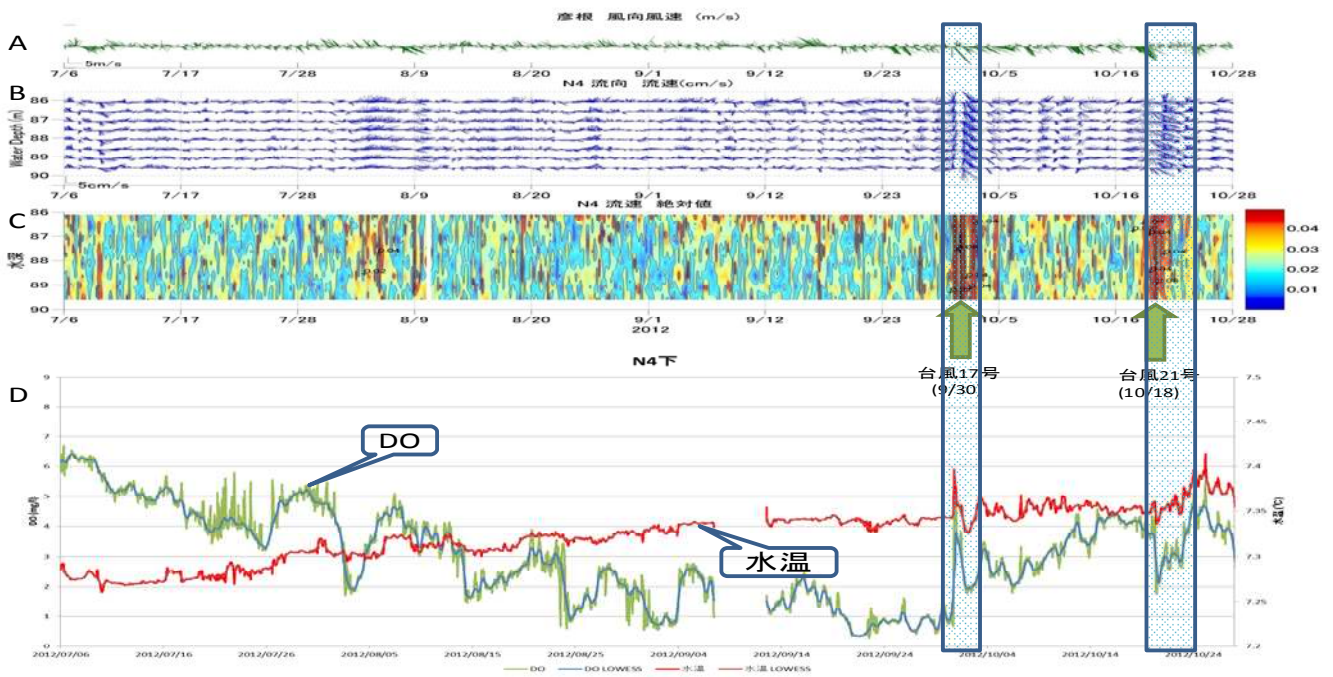


図 3.6 2012 年 7 月～10 月、N4 における ADCP 流速計で測定した流れおよび深水層の溶存酸素濃度と水温図

- A は、風向風速（彦根气象台）のベクトルの図、
- B は、水深 85m～90m の流向流速のベクトルの図、
- C は、水深 85m～90m の流速の絶対値の等値線図、※矢印は台風到来日
- D は、水深 90m で測定した溶存酸素濃度と水温（太実線：LOWESS）

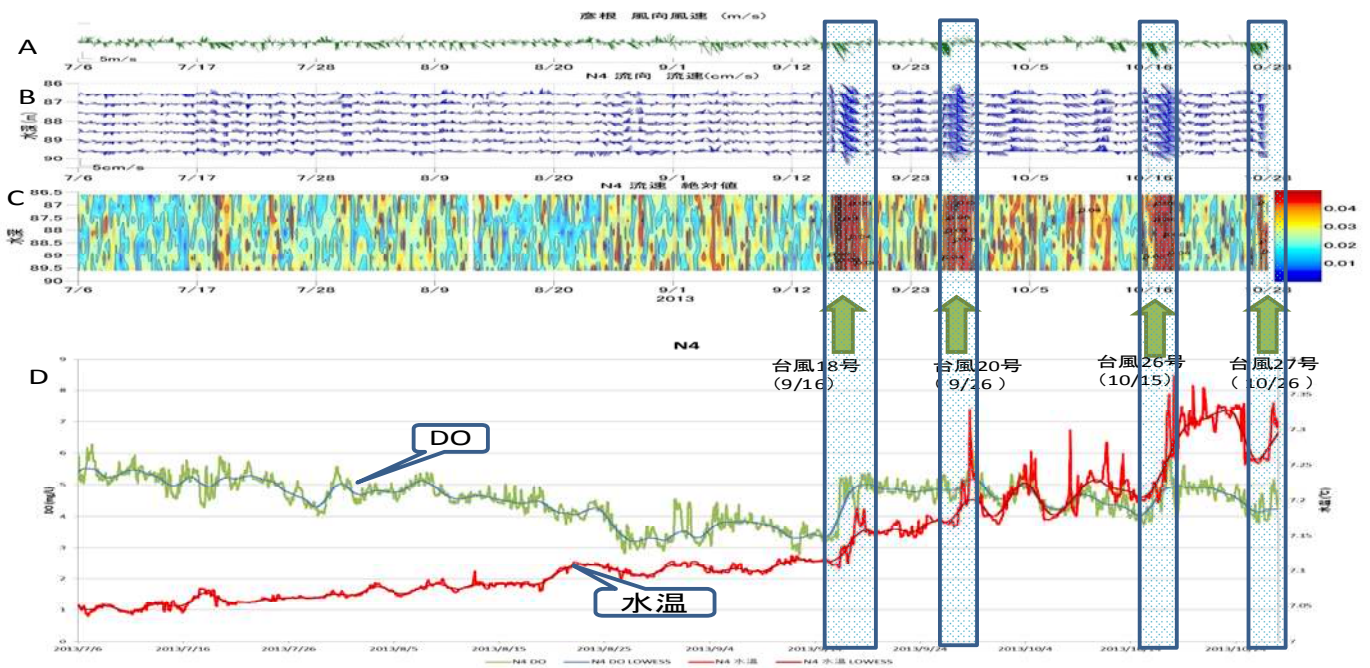


図 3.7 2013 年 7 月～10 月、N4 における ADCP 流速計で測定した流れおよび深水層の溶存酸素濃度と水温図

- A は、風向風速（彦根气象台）のベクトルの図、
- B は、水深 85m～90m の流向流速のベクトルの図、
- C は、水深 85m～90m の流速の絶対値の等値線図、※矢印は台風到来日
- D は、水深 90m で測定した溶存酸素濃度と水温（太実線：LOWESS）

3.3.5. 強風影響指数を用いた考察

強風等のイベントが琵琶湖深湖底の低酸素水塊内における DO 濃度の一時回復に及ぼす影響を考察する。

まず、2010 年～2013 年における風速の 6 時間移動平均が 8.0m/s 以上であり、かつ水深 86m～90m における鉛直方向の流速平均値から算出した 6 時間移動平均について、強風の影響があったと考えられる 4cm/s 以上のケースを抽出した…①。次に DO 濃度については、実測値をもとに局所重みづけ回帰法 (LOWESS) による平滑化を行った上で、強風の通過前後において、流速が安定かつ小さくなったと判断した時期の値の差 (図 3.5、図 3.6、図 3.7 の網掛け部分の始端と終端の値の差) を計算した (強風通過後は観測機器周辺の低酸素水塊のゆれが大きくなり、水塊外の値を測定する可能性があるため)…②。さらに式 (2) により強風影響指数を計算した…③ (焦, 2012)。その上で、①のケースにおける、②と③との関係を求めた (図 3.8)。

その結果、強風影響指数と強風の通過前後の DO 濃度の変化の間には相関がみられたことから、強風影響指数が大きいほど、DO 濃度の一時回復に対する影響が大きいことが示唆された。

3.3.6. まとめ

本研究では、琵琶湖付近を通過した強風等のイベントが、琵琶湖の深湖底の湖底直上の DO にどのような影響を与えたのかを考察した。

主な結果としては、

- ①強風等のイベントにより、水温躍層においては大きい振幅の内部ケルビン波を引き起こした (図 3.3 上図)。
- ②深層部においては、内部ケルビン波によるものと思われる強い振動流が琵琶湖の深湖底の湖底直上に生じた (図 3.3 下図)。
- ③強風のイベントが琵琶湖深湖底の DO の一時回復に影響するのは、この大きな振幅の内部ケルビン波により湖底直上の水の鉛直混合が起き、湖底直上の上層から下層への酸素が供給される作用によるものである。つまり、この酸素供給は表水層から湖底への供給ではない。
- ④台風などの強風による琵琶湖深湖底の DO 濃度回復度合いは、風の強さと時期 (成層強度に関連する) によるところが大きい。
- ⑤強風影響指数が大きいほど、強風等が DO 濃度の回復に及ぼす影響が大きいことが示唆される。

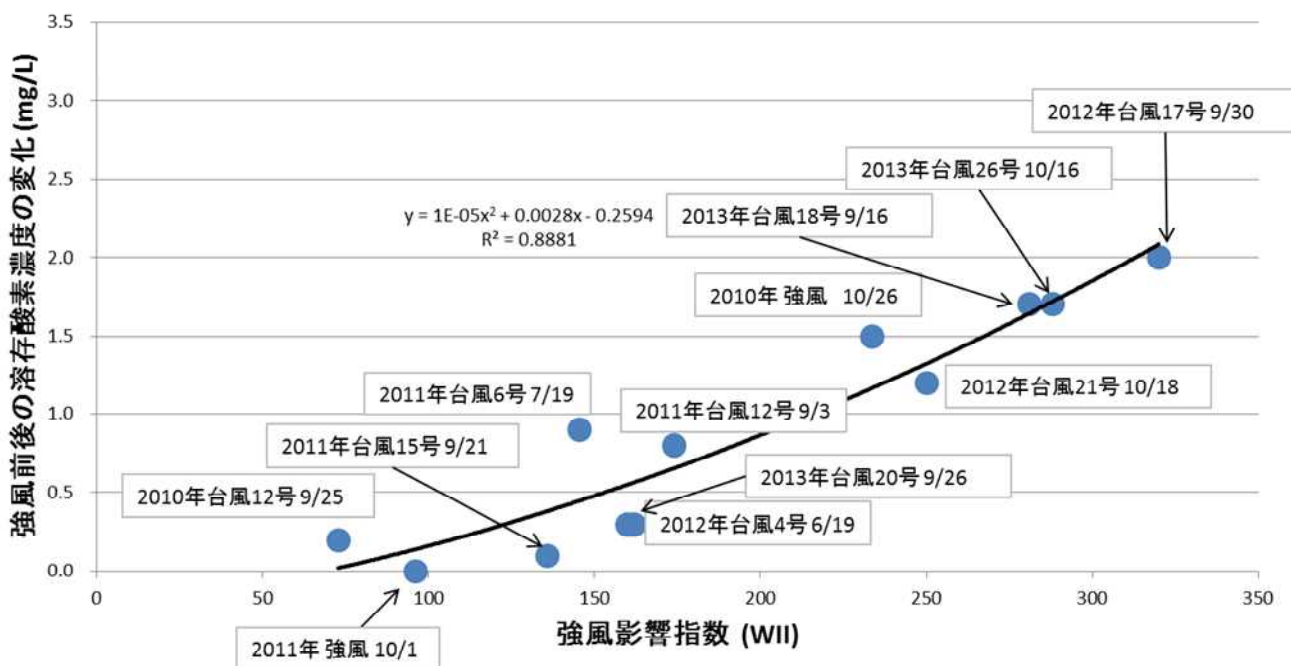


図 3.8 強風影響指数と強風前後の溶存酸素濃度の変化

3.4. 琵琶湖北湖深水層における低酸素化のシナリオ

3.4.1. はじめに

地球温暖化等を原因とした異常気象の頻度が高くなっている。琵琶湖において、近年、暖冬による不十分な全循環や夏の猛暑による成層強化などにより、深湖底の低酸素化の発生頻度が高くなっている。今後、琵琶湖深湖底のD₀濃度の季節変化がどのように変化するかを予測するため、過去の観測データや知見をもとに、深水層におけるD₀濃度の季節変化についてシナリオを設定し、試算した。

なお、本シナリオをもとにした底生動物への影響については、4.5節で詳述する。

3.4.2. 方法

本研究では、2012年、北湖の第1湖盆の中心地に位置する、N3、N4、N5の3地点（水深90m）において、湖底から1mに高精度自動連続観測機器を設置し、水温、D₀のデータ、ADCP（超音波流向・流速計）による流れの連続観測を行った。

こうした調査データをもとにしたシナリオの試算方法としては、まず、これまでの研究により、①成層開始日と②3月の平均D₀から、琵琶湖深湖底におけるD₀の月平均値（年間変化）が予測できることが分かっているため（焦、2012）、この成果を活用して、D₀の月平均値（予測値）を予測した。

具体的には、2002年から2013年までの間における実際の観測結果から、最も早い成層開始日（3月30日）、最も遅い成層開始日（4月23日）、その中間日（4月11日）の3段階の日を抽出した。なお、計算の利便性のため、この3つの成層開始日をJulian Day（JD、1月1日から数えた日数）に換算した。つまり、3月30日、4月11日、4月23日をそれぞれJD89、JD101、JD113に換算した。また、2002年から2013年までの間において実測された3月の平均D₀から最も低いD₀（8.52mg/l（2007年））、最も高いD₀（11.57mg/l（2013年））、その中間のD₀（10.04mg/l）の3段階の数値を抽出した。

そして、これらの組み合わせ9パターンの①成層開始日と②3月平均D₀から予測したD₀の年間変化（月平均D₀予測値）と2012年の底層D₀の年間変化（月平均D₀実測値）との差を求め、この差分をD₀実測値（日実測値）から、差し引くことで過去に観測された気象や湖の成層条件に基づくD₀（試算値）を算出した。

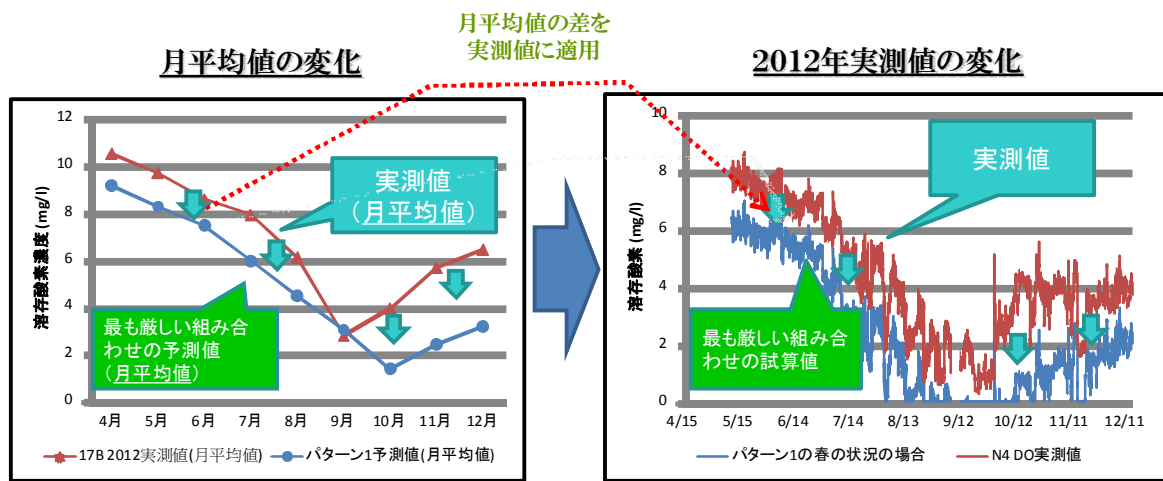
3.4.3. 結果と考察

上記の試算方法により、9月にDOが急激に低下した2012年のDOの年間変化(実測値)を当てはめて試算すると、過去の観測で最も厳しい気象や湖の成層条件が重なった場合、つまり、最も早い成層開始日と最も低い3月の平均DOを組み合わせた場合(パターン1)には、底層DOが連続してゼロとなる日数は最長で23.4日となった(図3.9)。また、同試算では、表3.1で示すように、DOが2mg/l以下の合計日数が123.6日となった。つまり、1年の約1/3の期間において水深90m付近のDOが2mg/l未満となり、底生動物の生息に適さない酸素状況になると予測された。以上のことから、今後、地球温暖化の進行等により、成層開始日が早くなり、3月のDO濃度が低くなること重なれば、上前述のような低酸素状態の長期化が起こる可能

性が高くなることが示唆された。

なお、今回、試算した低酸素化シナリオは、これまでに実際に起きた状況をもとに9パターンをケースを試算したものであり、最も厳しいケースを含み、条件次第では実際に起こりうる可能性もあると考えられる。

今回の低酸素化シナリオが現実のものとならないように、現象の発生メカニズムや要因、影響など、低酸素化への理解を深めることにより、低酸素化の一要因でもある地球温暖化の防止に向けたライフスタイルの変革などに取り組んでいかなければならない。この情報を発信し、県民と共通理解を図ることにより、温暖化対策の側面をもつ持続可能な社会に向けた施策を効果的に推進していく必要がある。



2012年をベースに最も厳しい組み合わせになった場合
 連続してDOが0だった一番長い日数:23.4日
 DOが2mg/l以下の合計日数:123.6日(1/3年)

図 3.9 過去の観測で最も厳しい気象や湖の成層条件が重なった場合、左：最も厳しい組み合わせの予測値(月平均値)と実測値(月平均値)、右：最も厳しい組み合わせの試算値と実測値

表 3.1 9パターンにおけるDOが1と2以下の合計日数および連続してDOが1と2以下の一番長い日数(2012年)

パターンNo. (成層開始日:3月平均DO)	DOが1以下の 合計日数	DOが2以下の 合計日数	連続してDOが1以 下だった一番長 い日数	連続してDOが2以下 だった一番長い日数
No.1 (89日:8.52mg/l)	81.0	123.6	51.9	93.1
No.2 (89日:10.04mg/l)	75.0	116.8	52.0	92.6
No.3 (89日:11.57mg/l)	69.1	112.1	49.6	91.6
No.4 (101日:8.52mg/l)	37.5	69.1	13.7	49.0
No.5 (101日:10.04mg/l)	32.3	63.0	12.5	47.8
No.6 (101日:11.57mg/l)	27.2	58.5	11.2	27.7
No.7 (113日:8.52mg/l)	10.9	31.0	2.0	12.4
No.8 (113日:10.04mg/l)	6.1	26.3	1.9	11.3
No.9 (113日:11.57mg/l)	2.6	21.9	1.6	10.1

4. 北湖深水層の低酸素化と生物の関係解明

4.1. 水中有索ロボット (ROV) を用いた湖底観測

4.1.1. はじめに

当センターでは、2002年～2010年の間、自律型潜水ロボットに搭載したデジタルカメラを用いた湖底観測および底生動物のモニタリングを行ってきた(熊谷ほか 2009, 石川・熊谷 2014)。当手法は、底曳網や、採泥による方法と比べると、サンプルを取得しない分、処理の手間がかからず、現場で生きたままの生態的情報も得られるため、将来の発展が期待されている観測手法である。

しかし、近年、深湖底に高濁度層がみられ、湖底直上1mの高さから湖底の画像を取得しても、底生動物の映像が鮮明に写らない等の問題が生じていた。そこで、本研究(2011年度～)では、有索型的水中ロボット(ROV)を新規に導入し、湖底直上30cmからROVのカメラ映像を用いた底生動物の定量化手法を開発し、深湖底における湖底状況および底生動物のモニタリングを実施した。

4.1.2. 方法

ROV(キューアイ社製 DELTA-150Z)には、琵琶湖の底生動物の観測用に次の2つの改良を加えた(写真4.1)。
① 下方カメラ：前方カメラでは斜め方向の映像になるため、湖底を上から垂直に観察できるようにハイビジョンの下方カメラ(HDR-CX180 SONY)を取り付け、鮮明な湖底映像と底生動物の姿が捉えられるようにした。
② レーザーポインター：下方カメラの横から湖底に向けて照射し、2つの赤い点の距離から、画面上の面積算出を可能とした(写真4.2)。

観測によって得られた下方カメラの映像を研究室に持ち帰り、映像を見ながら目視で1枚の画像に写る底生動物の数を計数し、単位面積あたりの個体数を算出した。

調査は、2012年3月から月1回の頻度で、1日3地点、1地点あたり30分の映像取得を行った。調査地点は、図4.1に示したとおり、これまでの調査で最も低酸素になりやすい今津沖の第一湖盆の中心 N4(水深90m)、同じ第一湖盆であるが、湖盆の端(今津と長浜の中央付近)の早崎90(HY90, 水深89m)ならびに、第二湖盆の中心で近江舞子沖の Ie(水深73m)とした。

また、各調査地点において DO 濃度を多項目水質計(F-probe: 西オーストラリア大学製)を用いて測定した。



写真 4.1 水中有索ロボット (ROV)

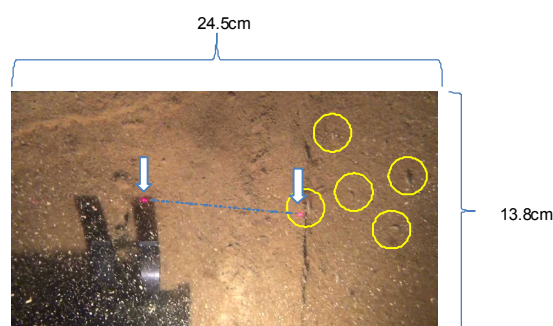


写真 4.2 下方カメラによる底生動物の定量化
※この図の場合、レーザーポインター2点間が9cmであり、1枚に5個体アナンデルヨコエビが確認されるので128個体/m²と算出される。

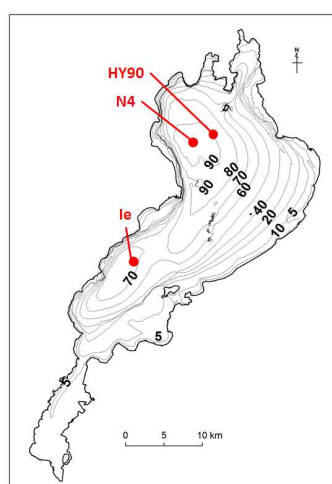


図 4.1 ROVによる湖底観測地点

4.1.3. 結果・考察

F-probe を用いて測定した湖底直上 1m の DO の変化を図 4.2 に示した。

湖底直上 1m における DO は、観測時の瞬間データであるが、湖の成層期（春～秋）と循環期（冬）の間で明確な季節変化が見られた。循環期の酸素が豊富にある期間、3 地点の差は小さいが、成層期の DO が低下する時は 3 地点でばらつきが見られた。特に Ie は、他の 2 地点に比べて低酸素になりにくい傾向がみられた。DO の最低値は、2012 年 9 月 13 日における HY90 の 1.96 mg/L であり、3 地点共にこの日が調査期間中で最も低い値を示した。

ROV を用いた調査では、底泥上に生息する底生動物を計測することができる。そこで、ROV で検出した底生動物のうち、最も現存量の多いアナンデールヨコエビ *Jesogammarus annandalei*（以下「ヨコエビ」とする）、ピワオオウズムシ *Bdeliocephala annandalei*（以下「ウズムシ」とする）、スジエビ *Palaemon paucidens* の 3 種について季節変化を図 4.3 に示した。

《ヨコエビの個体群密度の季節変化》

N4 では、2012 年度、底生生活を行う湖底のヨコエビの個体群密度は 5 月から増加し、7～8 月に約 500 個体/m² で最も多くなり、9 月には一気に 2 個体/m² へと低下した。この時、深湖底では、急激な酸素の低下が起こり（図 2.4 および 2.3 節を参照）、1134 個体/m² の死亡個体が見つかり、死亡率は、ほぼ 100%であった（写真 4.3）。その後、大きな回復は見られず、2013 年 5 月まで平均 22 個体/m² のレベルで推移し、5 月から増加しはじめ、7 月には 1540 個体/m² まで増加した。以降、ゆっくりと個体群密度は減少し、12 月には 111 個体/m²、さらに、2014 年 2 月に 4 個体/m² まで減少した。

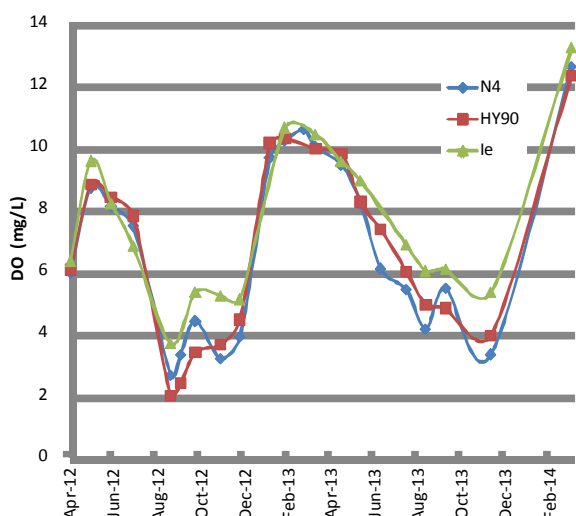


図 4.2 F-probe による湖底直上 1m における溶存酸素濃度 (DO) の変化



写真 4.3 アナンデールヨコエビの死亡個体の集積 (2012 年 9 月 13 日 N4 水深 90m 地点)

HY90 では、2012 年度は 6 月に増加を始め、約 600 個体/m² 前後で推移した後、N4 と同様に 9 月に急激に現存量が低下し、28 個体/m² となった。また、この時、HY90 においても 396 個体/m² の死亡個体が見られ、死亡率は 93% であった。その後、2013 年 5 月まで平均 15 個体/m² と低いレベルで推移した。同 5 月に再び増加に転じ、1158 個体/m² となった後、ゆっくりと現存量を減らし、10 月には 9 個体/m² となり、さらに、翌年 3 月には 1 個体/m² 未満になった。

Ie では、2012 年度は、7 月から増加を始め、8 月に 435 個体/m² まで増加した後、次第に減少したが、N4、HY90 のように 9 月に急激に減少する傾向は見られなかった。この時の死亡個体数は 5 個体/m² で死亡個体は全体の 1% 未満であった。その後は次第に減少し、10 月から 2013 年 5 月までの期間の平均は 34 個体/m² の少ないレベルで推移した。2013 年度は 6 月から増加し、7 月に 635 個体/m² のピーク後は、8 月の 35 個体/m² まで減少し、9 月から翌年 3 月まで平均 7 個体/m² で低く推移した。

前述のとおり、2012 年 9 月には北湖第一湖盆において急激な DO の低下となったが、この時、N4 および HY90 で多くの死亡個体が見られた。一方、Ie では、ほとんど死亡個体が見られなかったことから、水深 90m 湖盆のヨコエビは、生活史の死亡時期にあたったというよりも、低酸素の影響により死亡したものと推察された。

また、N4 における年最大個体群密度を比較すると、2013 年は 2012 年と比べて約 3.6 倍多かった。2012 年 9 月に大量死亡した個体の栄養素が湖底に負荷され、湖底堆積物が翌年のヨコエビの餌となり、N4 での 2013 年度の最大数が増加した可能性がある。最大値を観測した日の 3 地点の現存量の平均を比較すると、2012 年、2013 年はそれぞれ 372 個体/m² と 356 個体/m² で両年に大きな差はない。このことから、2013 年の最大個体群密度の増加は、琵琶湖全体のヨコエビ全体の個体数が増加したというよりもむしろ、N4 において特に多かったものと考えられた。

《ウズムシの個体群密度の季節変化》

N4におけるウズムシの個体群密度は、2012年度および2013年度を通して平均 1 個体/ m²未満、最大 2 個体/ m² (2013年12月)と極めて少なく、季節変化はわからなかった。一方、HY90 および Ie における 2 年間の平均個体群密度は、それぞれ 14 個体/ m²、21 個体/ m²、最大密度はそれぞれ 36 個体/ m²、(2012年12月)、75 個体/ m²(2013年9月)であり、N4 と比べるとほとんどの調査日で出現し、個体群密度も多い傾向が見られたが、季節変化に顕著な傾向は見られなかった。

《スジエビの個体群密度の季節変化》

N4における2012年のスジエビは、10月から翌年2月まで観察され、その期間中でも1月に最大となり25 個体/ m²であった。2013年度は12月から翌年3月まで観察され、最大は2月の119 個体/ m²であった。

HY90 における2012年度のスジエビは、10月から翌年1月まで観察され、その期間中の最大は12月の9 個体/ m²であり、2013年度は12月から翌年3月まで観察され、最大は2月の21 個体/ m²であった。

Ie における2012年度のスジエビは、8月から観察され、10月、11月と一旦見られなくなったが、11月から翌年2月まで再び観察された。その期間中の最大は11月の10 個体/ m²であった。2013年度は、8月から翌年2月まで観察され、最大は2月の21 個体/ m²であった。

スジエビは春季に琵琶湖の沿岸で産卵し、孵化後の幼生は沿岸で浮遊生活をするが、冬季に成体になると底生生活を行い、沖合へ移動することが知られている(原田 1966)。したがって、沖合の深底部では秋から冬にかけて多くなるが、水深70m第二湖盆の中央あたりでは、8月頃から観察されることもあった。また、水深90m第一湖盆では2012年は10月頃から、2013年は12月頃からと、年によって

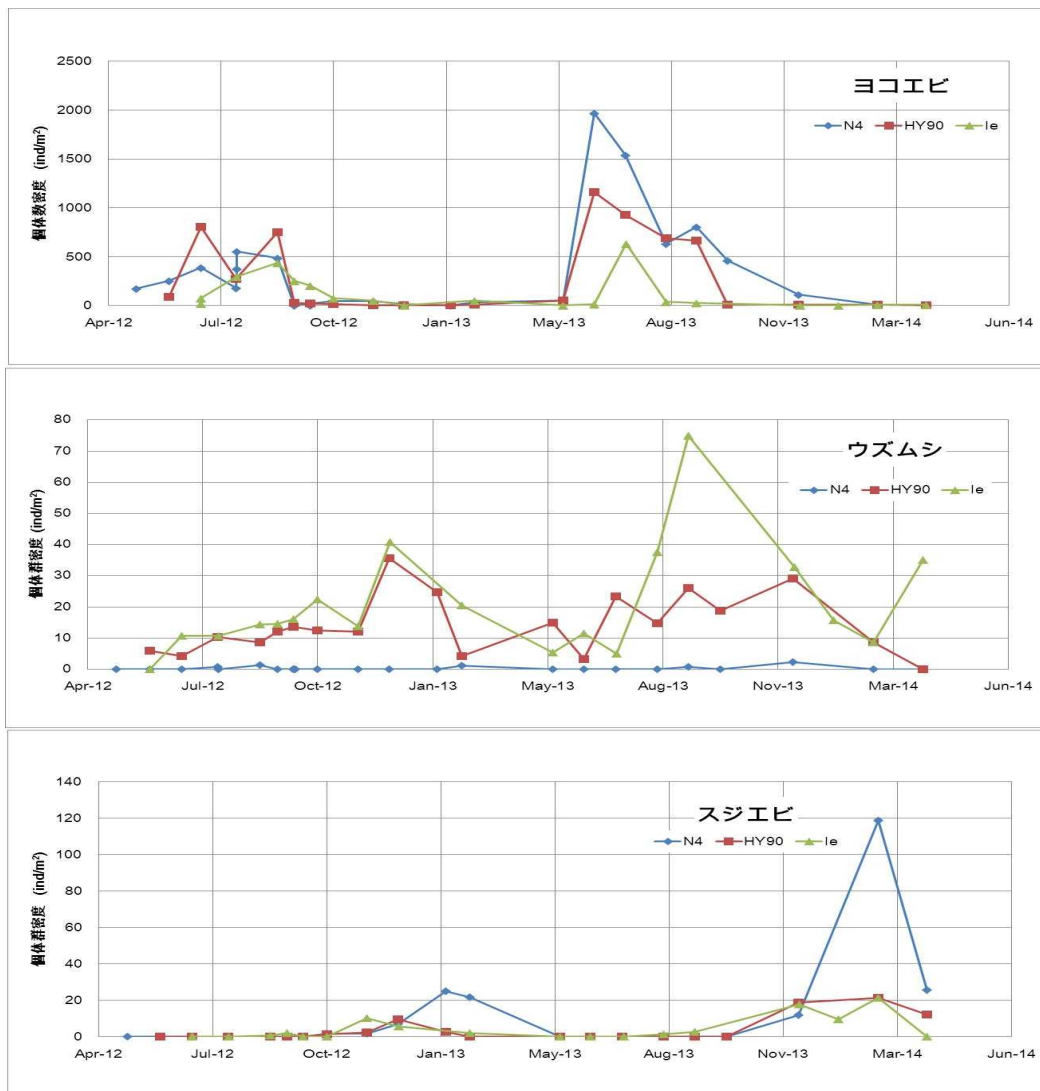


図 4.3 底生生物（ヨコエビ・ウズムシ・スジエビ）の個体群密度の季節変化 (2012年4月～2014年4月)

深湖底への移動時期がずれる場合があることがわかった。2012年、2013年ともに3地点の中で最大値を示したのはN4でそれぞれ1月下旬から2月であったが、2013年のN4の最大個体群密度のピークは2012年の同値と比べて4.7倍多かったが継続性はなく、このことから、スジエビの移動性の高さが伺われた。

本研究では、新たにROVを導入し、月1回の調査を2年間実施したことにより、上記3種の底生動物について3地点における個体群密度の変化および傾向を捉えることができた。しかし、年変動の傾向や原因をわずか2年間の調査のみで判断することは困難であるため、低酸素による影響を含め、環境要因との関係を明らかにするには、今後も調査を継続し、データの蓄積が必要である。

4.2. 底生動物の分布調査

4.2.1. はじめに

琵琶湖北湖の主に第一湖盆深底部における底生動物の分布現況と、特に低酸素化の影響を受けやすいと考えられる水深90m付近の地点における個体群密度の季節変化を明らかにすることを目的として実施した調査の結果について報告する。

4.2.2. 方法

2011年5月から2014年1月までほぼ毎月、琵琶湖北湖第一湖盆の3地点（N4：今津沖、水深91m；HY90：早崎沖、水深89m；D80：安曇川沖、水深75m）および第2湖盆の1地点（Ie：南小松沖、水深73m）において、エクマン・バージ採泥器（開口部15×15cm²）による底泥の定量採集を3回、底引き網（ドレッジ）による底生動物の半定量採集を行った。また、2011年10月には、上記の地点に加えて第一湖盆の3地点（F100：安曇川沖、水深100m（最深部）；B90：今津沖、水深87m；HY70：早崎沖、水深65m）においても底泥およびドレッジによる採集を行った（図4.4）。これらの底泥を目合0.25mmの網でふるい、残渣を10%ホルマリンで固定した後、実体顕微鏡下で底生動物を選別・同定し計数した。また、各採集と同時に、多項目水質計（F-Probe）で湖底上1m程度までのD₀濃度を測定した。

4.2.3. 結果と考察

ヨコエビの個体群密度は、調査期間を通して7月頃最大となり（図4.5）、本種が秋季に産卵後、死亡する（西野，1993）ことと一致した。2012年8月下旬から貧酸素水塊が発生した水深90mエリア（N4、HY90）ではヨコエビ死亡個体が増加したが、2013年夏季には個体群密度が回復した（図4.5、4.6）。

また、スジエビの個体群密度は、調査期間を通して冬季に最大となり（図4.6、4.7）、本種が冬季に深底部に移動する（西野，1993）ことと一致した。

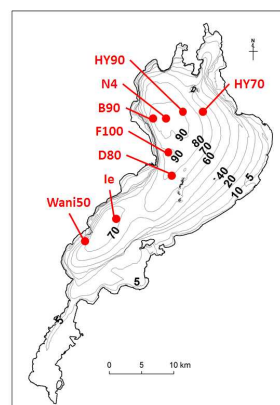


図4.4 底生動物の分布調査地点

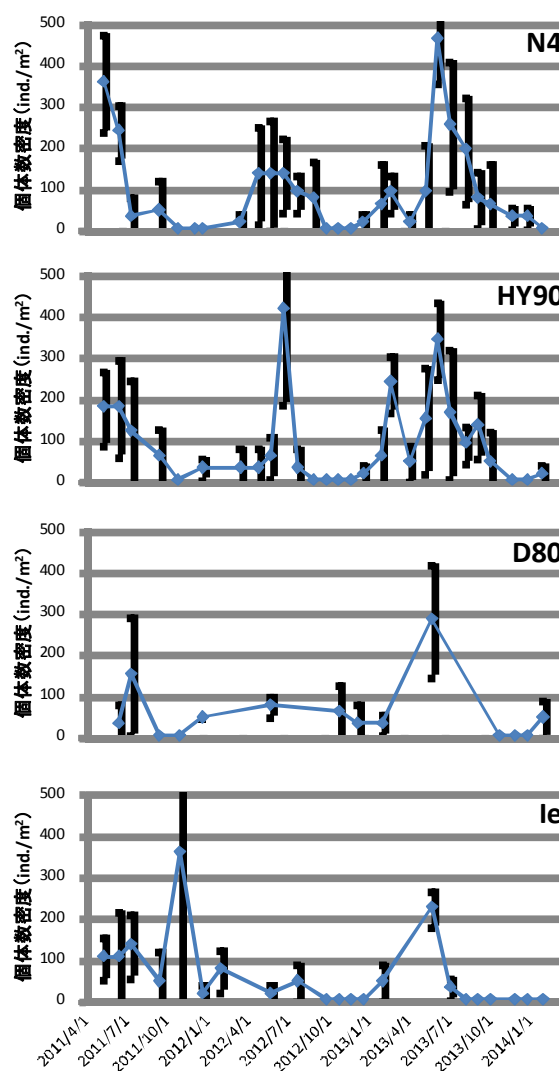


図4.5 2011年5月～2014年1月のアナンデルヨコエビの個体群密度の動態。エクマン・バージ採泥器による採集

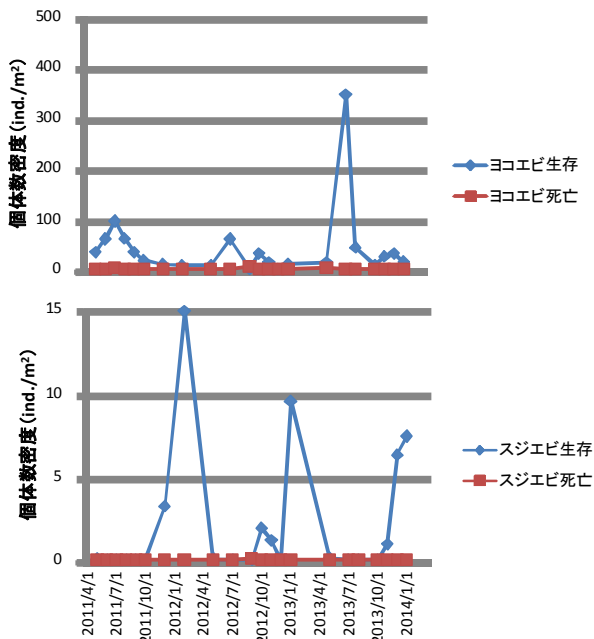


図 4.6 N4 における 2011 年 5 月～2014 年 1 月のヨコエビ、スジエビの個体群密度の動態。ドレッジによる採集

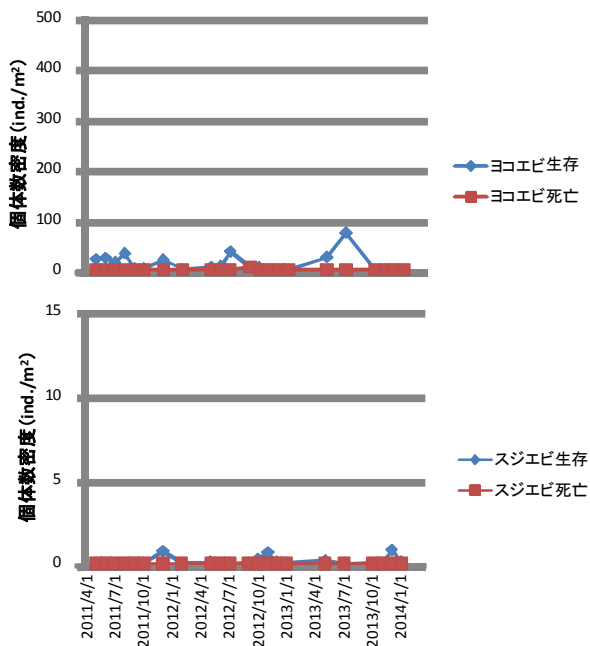


図 4.7 HY90 における 2011 年 5 月～2014 年 1 月のヨコエビ、スジエビの個体群密度の動態。ドレッジによる採集

ユスリカ科（大部分がアシマダラユスリカ *Stictochironomus pictulus*）の個体群密度は、N4、HY90 においては調査期間を通してそれぞれ 0.0～148.1 個体/㎡、0.0～103.7 個体/㎡と低かった（図 4.8）。しかし、Ie においては 5 月～7 月におおむね 100 個体/㎡以下で、その後増加し、9～1 月には Ie でおおむね 300 個体/㎡となる傾向がみられ、本種の羽化期が 5 月頃である（山本, 2010）ことと一致した。

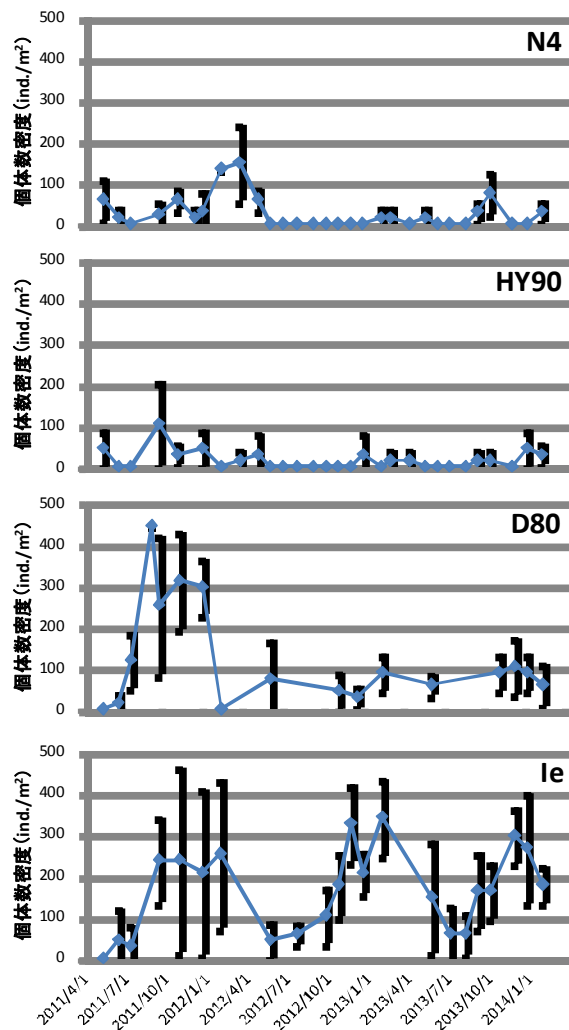


図 4.8 2011 年 5 月～2014 年 1 月のユスリカ科（大部分がアシマダラユスリカの個体群密度の動態。エクマン・バージ採泥器による採集

水深と底生動物の個体群密度との関係を見ると、各調査地点における湖底の DO は、おおむね水深が深いほど低かったが、B90 および F100 では水深が深いにもかかわらず DO がやや高かった (図 4.9)。ユスリカ科、エラミズ *Branchiura sowerbyi* 等の個体群密度は水深 90 m 前後の N4、HY90、B90 で低く、水深が浅い地点ほど高くなる傾向がみられた (図 4.10)。また、ミズムシ *Aseillus hilgendorffii* は Ie のみ個体群密度が高かった。ミズムシは、1986 年～1991 年の調査では沿岸域に広く分布し、深底部では 1978 年に 1 回記録されただけであったが、1993 年に水深 50m の地点で発見されて以降、深底部における生息密度が増加した (西野・大高, 2005)。これらの結果から、底生動物の分布は、水深によって異なる DO 濃度の影響をある程度受けているものと推測されたが、ミズムシのように DO 以外の要因、例えば、深底部における水温上昇や有機物量増加の可能性 (西野・大高, 2005) についても検討する必要がある。

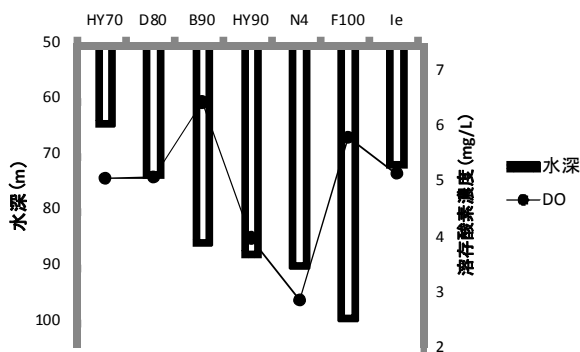


図 4.9 琵琶湖北湖の調査地点における水深と溶存酸素濃度 (DO) (2011 年 10 月)

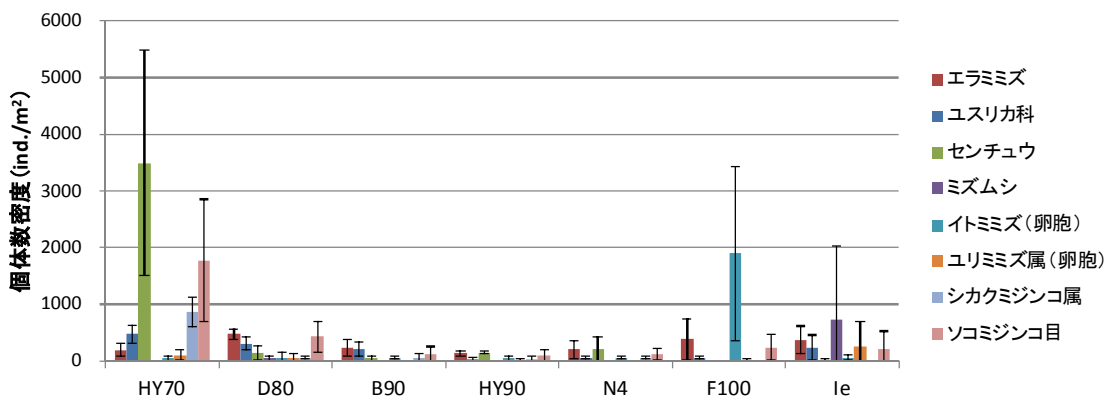


図 4.10 琵琶湖北湖の調査地点における主な底生動物の個体群密度 (2011 年 10 月、エクマン・バージ採泥器による定量採集)

4.3. ヨコエビを含む動物プランクトンの昼夜鉛直移動調査

4.3.1. はじめに

捕食者からの捕食圧を軽減させる回避や防御は (e.g. 形態変化, 急激な遊泳速度の上昇 (Gilbert & Williamson, 1978, Lass & Spaak, 2003)), 動物プランクトンが個体群を維持するうえで重要なメカニズムである。日周期鉛直移動もその一つであり、捕食者との遭遇を避けるために、捕食者とは異なる水深へ移動する回避行動である。例えば、大型動物プランクトンである *Daphnia* 属のミジンコは、昼は魚からの捕食を逃れるために深層にとどまり、夜は餌の植物プランクトンを求めて中層や表層へ移動する (Zaret & Suffern, 1976, Lampert, 1989)。魚は、視覚によって餌を探すため、ミジンコは、昼に光が届かない深層にとどまり、暗い夜に餌を摂食するために中層や表層へ移動することで、魚からの捕食を回避して餌を摂食できる。

琵琶湖北湖では、ヨコエビが、昼は深層に留まり、夜に表層へ移動するミジンコと同様の日周期鉛直移動を行うことが報告されている (Ishikawa & Urabe, 2005)。

ヨコエビの捕食者としては、琵琶湖固有種のビワマスがおり、7月から翌年の1月までのビワマスは、消化管内容物の9割以上を占めるほどヨコエビを選択的に捕食する (藤岡ほか, 2006)。ヨコエビは、昼に深層に留まることによって、ビワマスなどの魚からの捕食を回避していると言える。ヨコエビにとって深層は、昼に捕食者からの捕食を回避するうえで重要な生息場所である。

近年、琵琶湖北湖では、秋に深層の DO がしばしば低下し、DO が 2mg/L 以下の貧酸素水塊が形成される月もある (焦ほか, 2013)。DO は、水圏生物の生命維持に必要な不可欠であり、貧酸素の環境では生物の生残や成長率が低下する (丸茂ほか, 2012)。

このことから、琵琶湖北湖でも、貧酸素水塊が生物へもたらす悪影響が懸念されており、その評価が喫緊の課題となっている。深層に貧酸素水塊が形成された場合、特に深層を利用する生物が悪影響を受けると予想される。ヨコエビは、昼は捕食者回避のために深層に留まり、夜は中層や表層へ移動する日周期鉛直移動をみせることから、深層に貧酸素水塊が形成されると、昼に深層に留まることが不可能になり、ピワマスの捕食圧を軽減できないかもしれない。本研究では、ヨコエビへの貧酸素水塊の影響を評価するため、彼らの密度や鉛直分布を昼夜で調べ、貧酸素水塊が形成した月とそうでない月で比較した。

4.3.2. 方法

ヨコエビの昼夜の密度や鉛直分布を調べるため、琵琶湖北湖の第一湖盆の定点で野外調査を実施した (35°22'44", 136°05'42", 水深約 90 m)。調査は、2012 年 7 月 23 日、9 月 27 日、12 月 19 日と 2013 年 7 月 4 日に実施した。各調査日の 10 時 30 分～12 時、19 時 30 分～21 時に調査を行い、それぞれ前者を昼、後者を夜とした。2012 年 8 月末頃に湖底付近の DO が低下し、深層に貧酸素水塊が形成された (図 2.12 参照) ことから、ヨコエビへの貧酸素水塊の影響をみるため、8 月前後でヨコエビの密度や鉛直分布を比較した。また、貧酸素水塊が形成されなかった他の年の結果とも比較するため、本研究と調査地点に近い既存の調査結果からヨコエビの密度を推定した。ここでは、1997 年と 2004 年の調査結果を用いた (1997 年は Ishikawa and Urabe, 2002; 2004 年は Godo and Ban, 2007)。

ヨコエビは、表層から 80 m までは 10 m 間隔でメッシュサイズ 100 μm のプランクトンネットを鉛直引きして採取した (0-10 m、10-20 m、20-30 m、...70-80 m)。水深 80 m から 90 m は、5 m 間隔でプランクトンネットを鉛直引きしてヨコエビを採取した。採取したヨコエビは、ホルマリン濃度が 4% のシュガーホルマリン (Haney and Hall, 1973) で固定し、実験室に持ち帰った後、同定と計数を行った。また、ヨコエビの体サイズを顕微鏡に取り付けたマイクロメーターで測定し (最小目盛は 0.04 mm とした)、体サイズによってヨコエビを成体と幼体 (若齢体を含む) に分けた (成体, > 0.8 mm: Ishikawa and Urabe, 2005)。

ヨコエビに関わる環境因子として、水温、DO を測定した。測定には高精度多項目水質計 (F-probe) を使用した。

4.3.3. 結果および考察

2012 年 7 月、9 月、2013 年 7 月では、水温は水深 10 m から急激に低下し、10 m 付近に水温躍層が存在していた (図 4.11)。一方、2012 年 12 月では、水温は表層から 90 m までほぼ均一であり、水が鉛直方向に循環していたと考え

られた。DO は、調査日ごとで大きく異なり、2012 年 9 月と 12 月には水深 90 m 付近で DO が 4 mg/L 以下まで低下していた。2012 年 8 月には本研究の調査地点付近で 2 mg/L 以下の DO が観察されたことから、9 月や 12 月にもその影響が継続していたことが示唆された。DO が 4 mg/L 以下に低下すると、魚類の生理活性が低下することから (丸茂ほか, 2012 年)、2012 年 8 月から 12 月には、湖底付近では魚は生息できなかった可能性がある。

ヨコエビの密度変化を図 4.12 に示す。2012 年をみると、ヨコエビの密度は、貧酸素水塊が形成された 8 月以降の 9 月や 12 月でも増加しており、その 9 月や 12 月の密度は貧酸素水塊が発生しなかった 1997 年や 2004 年の 9 月、10 月、12 月の密度よりも同程度かそれより高かった。

また、貧酸素水塊が発生した翌年の 2013 年の 7 月の密度も非常に高かった。これらのことから、ヨコエビは、2012 年 8 月に発生した貧酸素の影響をほとんど受けていなかった可能性が示された。

ヨコエビの成体は、2012 年 7 月、2013 年 7 月ともに、昼には観察できなかったが、夜になると中層で多くなった (図 4.13)。調査時に ROV を用いて湖底付近を観察した結果、昼には多数のヨコエビが泥表面に留まっていた。本研究において、昼にヨコエビを水中で確認できなかったのは、このことが原因と考えられる。一方、本研究の成体の昼夜での鉛直分布は、他の報告結果と類似しており、昼夜で鉛直分布を変える日周期鉛直移動をすることが分かった。

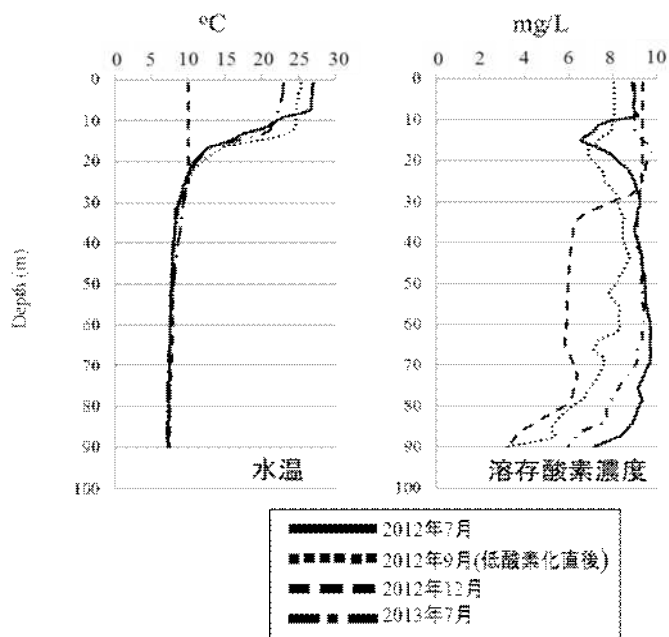


図 4.11 各調査日における水温、溶存酸素濃度

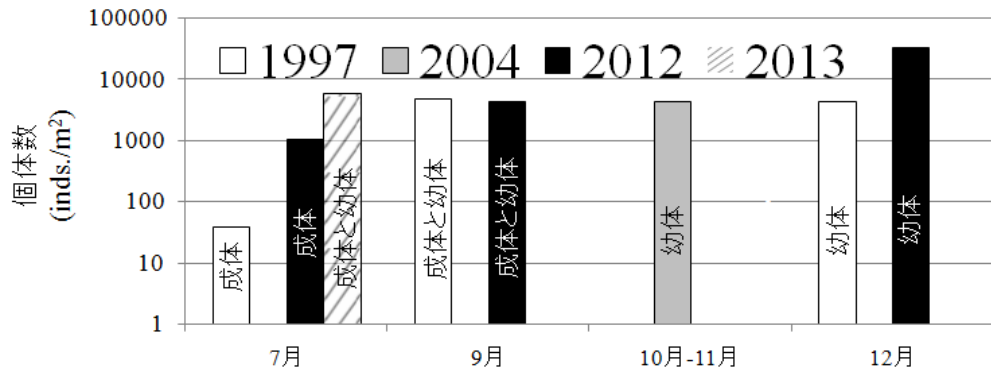


図 4.12 アナンドールヨコエビの夜の密度変化 (全水深) . 1997 年は Ishikawa & Urabe (2002) 2004 年は Godo & Ban (2007) より推定. 2012 年と 2013 年は本研究. ※アナンドールヨコエビは、昼は泥表面に留まる個体が多く、密度を過小評価するため、夜のデータを用いた.

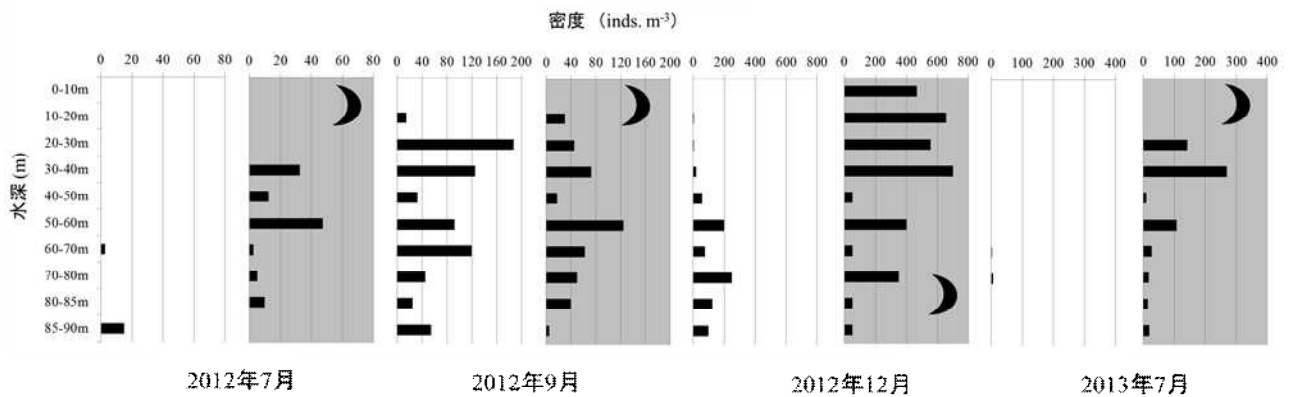


図 4.13 アナンドールヨコエビの昼夜での鉛直分布

ヨコエビの幼体は、昼夜ともに中層に留まっていた。幼体が日周期鉛直移動を行わないことは、他の研究でも確認されている (Ishikawa and Urabe, 2005)。幼体は、成体 (> 8 mm) に比べて体サイズが 1~4 mm と小さい。魚は、大きな餌を選択的に狙う習性を持つ (Brooks and Dodson, 1965) ため、ヨコエビの幼体は成体に比べて魚から受ける捕食影響が低いと考えられる。幼体が昼に深層で留まらないのは、受ける捕食リスクが低いと考えられる。

ヨコエビは、8~10月に産卵時期を迎え、多くの幼体を生み (Narita 1976, Ishikawa and Urabe, 2002)、産卵後、多くの成体は死亡する。本研究でも、9月以降には観察された個体のほとんどが幼体であった。2012年に貧酸素水塊が発生したのは8月であり、そのころには幼体が個体群の高い割合を占めていた。成体とは異なり、幼体は鉛直移動を行わず、昼に深層に留まることなく中層で浮遊する。幼体は深層へは移動しないため、貧酸素の影響を受けず、ヨコエビ個体群は劇的なダメージを受けなかったと考えられる。

4.4. 底生動物の低酸素耐性実験

4.4.1. はじめに

湖底の低酸素化が生物に及ぼす直接的な影響として、焦ら (2012) は、琵琶湖深底部に生息する主な底生生物のうち、ヨコエビ、ウズムシ、スジエビの3種について、活動が大きく制限される DO の指標として、呼吸速度が急激に減少する DO 値 (Pc: Pressure of critical oxygen concentration) を測定した。その結果、Pc 値はウズムシ、ヨコエビ、スジエビの順に低く、この順に低酸素耐性が高いことを示した。しかし、これらの生物が死亡する DO 値については、これまで直接測定されていなかった。

本研究では、琵琶湖北湖の深底部に生息する主な底生生物の低酸素耐性を直接的に明らかにすることを目的として、ヨコエビ、ウズムシ、スジエビ、およびミズムシの4種 (写真 4.4) について、死亡する DO 値を実験的に測定した結果について報告する。



写真 4.4 低酸素耐性実験を実施した底生動物
アナンデールヨコエビ (右上)、ピワオオウズムシ
(右下)、スジエビ (左下)、ミズムシ (左上)。

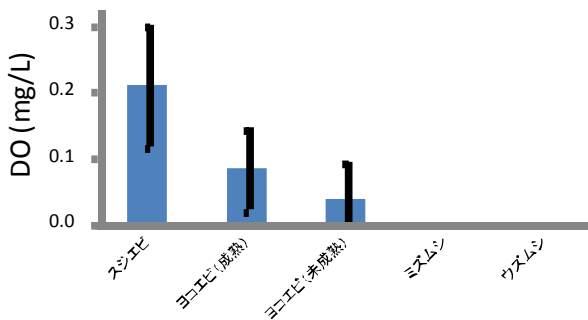


図 4.14 スジエビ、アナンデールヨコエビ、ミズムシ、ピワオオウズムシが死亡した溶存酸素濃度 (DO)

4.4.2. 実験方法

2012年5月から12月までの間、北湖第一湖盆の水深約70m~90mの湖底で採集した上記4種の底生生物を用いた実験を行った。これらの生物は、実験に供するまでの間、湖底環境に合わせ約7℃、24時間暗の恒温庫内でエアレーションを施し、無給餌で飼育した。また、北湖第一湖盆の水深約90m地点の湖底直上1mで採水し、上記と同じ恒温庫内に静置した湖水を実験に用いた。

作業中の水温上昇に注意しつつ、上記の湖水で満たした100mL BOD フランビンに各生物を入れ、蛍光式 DO センサー (LD0101, Hach 社製) を挿入し、隙間をシーリング材で密閉した。これらのびんを7℃、24時間暗の恒温庫内に静置し、生物の死亡から最低15分後まで、各びん内のDOを15分間隔で測定した。生物の死亡は目視で確認し、ヨコエビ、ミズムシ、スジエビについては脚、触角、鰓など体部のすべてが完全に停止した時点で死亡と判定した。ウ

ズムシについては動作による判定が困難であったため、体部の分解を確認した時点で死亡と判定した。

4.4.3. 結果と考察

低酸素耐性実験の結果を図4.14、4.15に示す。

スジエビは、DO 0.21 ± 0.09 mg/L (n=24) で死亡した (図4.14)。ヨコエビの成熟個体は、DO 0.08 ± 0.06 mg/L (n=20)、未成熟個体は DO 0.04 ± 0.06 mg/L (n=19) で死亡したが、うち成熟3個体、未成熟11個体は0 mg/Lでも直ちには死亡せず、その後1日経たず全個体が死亡した (図4.15)。ミズムシ (n=10) とウズムシ (n=10) は全個体が DO 0 mg/Lでも直ちには死亡せず、そのままの状態を実験を継続した結果、それぞれ 1.2 ± 0.8 日、4.9 ± 1.6 日生存した。

すなわち、低酸素耐性はウズムシ、ミズムシ、ヨコエビ、スジエビの順に高く、ミズムシを除く3種については焦ほか (2012) と一致する結果が得られた。ただし、野外で急速に DO が低下した場合、本実験で得られた値よりも高い DO で死亡、または、逃避行動がとれない可能性がある。

今後、野外での DO と底生生物の分布を合わせ、低酸素化が生物に及ぼす影響について多面的に検証する必要がある。

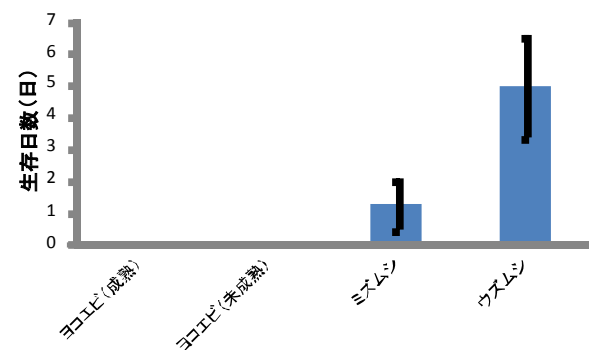


図 4.15 アナンデールヨコエビ、ミズムシ、ピワオオウズムシの、低酸素耐性実験 (図 4.14) における実験びん内の溶存酸素濃度が 0 mg/L まで低下した後の生存日数

4.5. 低酸素シナリオに基づく生物群集への影響評価

4.5.1. はじめに

本章では、低酸素化が進行した場合の生物群集への影響を把握するため、2つのタイプのシナリオを想定し、底生動物等の生息状況および低酸素耐性実験の結果等を利用して推定死亡量の算出等、影響評価を実施した。

4.5.2. シナリオにもとづく評価方法

〔シナリオⅠ〕全循環が起こらず北湖深湖底（水深 90m 湖盆）が 1 年を通じて無酸素になる場合

■条件：無酸素が 1 年間継続＝全個体死亡を意味する。

（低酸素耐性が最も強いピワオオウズムシでも 5 日程度無酸素が継続すると死亡する。4.4.3 節を参照）ここでは、3 年間の ROV および採泥による各水深における調査地点の現存量調査の結果、3 年間のうち、最も多い個体数が死亡すると仮定する。

〔シナリオⅡ〕全循環があった場合においても、過去の観測で最も厳しい気象や湖の成層の条件が重なった場合

■条件：深湖底における DO 濃度の試算方法は、本章 3.4 節の研究を参照のこと。また、底生生物の死亡予測（生息できない酸素状況）については、本章 4.1～4.4 節の知見および観測、実験結果を用いた。

4.5.3. 結果・考察

〔シナリオⅠ〕全循環が起こらず北湖深湖底が 1 年を通じて水深 90m 湖盆が無酸素になる場合の底生動物の死亡推定量を表 4-1 にまとめた。

最もバイオマスが大きい生物種のヨコエビは琵琶湖の固有種であり、北湖でも深水層にのみ生息している。主に生息しているのは、水温が 10℃以下の深水層と言われていたが（Narita, 1976）、ここでは、成層期の生息限界水深を水温変化の季節変動が小さい約 50m とすると、水深 90m までが無酸素となった場合、 6.2×10^{10} 個体が死亡し、ヨコエビ全体の約 16% が死亡することとなる。さらに、水深 70m まで無酸素になった場合は、 2.0×10^{11} 個体が死亡し、ヨコエビ全体の約半数が死亡すると推定された。

水深 90m のエリアは琵琶湖の水深 50m 以深の面積の 13% 程度であるため、90m 湖盆のみが無酸素になったとしても、直ちに絶滅を招くことではないが、スジエビのように冬季の一定時期において、水深 90m に集積する種の場合は、絶滅の危険性が高くなる。琵琶湖のスジエビは、北湖沖合の主要な水産漁獲物として重要なだけでなく、冷水域に生息するため特殊な生態的分化の可能性も指摘されている（Nishino 1980）。本研究による 2 年間の深底部のみの分布調査から、スジエビの分布について普遍的な結果を得られたかの判断は現時点では難しい。なお、琵琶湖のスジエビの中には深湖底にまで移動しない個体群もいるとする研究（原田 1966）もあるため、今後、琵琶湖深湖底に生息する貴重な底生動物については、生息限界水深、個体数の変動および分布特性について詳細な調査を行い、知見を集積するとともに、絶滅のリスクを評価することが重要と考えられた。

〔シナリオⅡ〕全循環があった場合においても、過去の観測で最も厳しい気象や湖の成層の条件が重なった場合を想定し（本章 3.4 節参照）、DO の月最低値と、低酸素耐性実験に基づいた生物の生息できない死亡 DO 値（本章 4.4 節参照）ならびに観測による実際の生息時期（本章 4-1, 4-2 節）をふまえ、ヨコエビ、ピワオオウズムシ、スジエビ、ミズムシについて、N4 において生息できない時期、さらに低酸素による死亡が個体群全体に大きな影響を及ぼすと予想された時期をまとめた。（表 4.2）

なお、各底生生物の生息状況等をふまえ、以下のとおり、各生物への低酸素化による影響を考察する。

ヨコエビの場合、ほぼ 1 年中水深 90m エリアに出現が確認されているが、個体群が主に底生生活を営み湖底にのみ生息する期間は 6 月～7 月に絞られる。つまり、低酸素になる時期とずれるため、死亡個体が見られても、幼体（若齢体を含む）がすでに浮遊生活をして低酸素を免れるため、個体群への影響は少ないと考えられた（本章 4.3.3 節参照）。

ウズムシは、7 月～12 月に水深 90m エリアで出現するが、低酸素の時期と重なり、9 月～10 月に大量死亡する可能性が予測された。個体群密度についても N4 は他の 2 地点に比べて極めて少なく（図 4.3）、ミズムシと同様に、N4 が過去に頻りに低酸素に曝されてきたため、すでに生息しにくい状況になっている可能性がある。

スジエビは、水深 90m のエリアには、11 月～5 月まで出現する。無酸素（DO が 0 となる）の可能性のある 11 月には、低酸素によって多くの個体が死亡する可能性が考えられるとともに、個体群への影響が懸念される。

ミズムシは、水深 90m の地点では、常に 1 個体/ m^2 以下の個体群密度であり、現在ほとんど生息していない状態である。そのため、今後水深 90m が低酸素になっても多くのミズムシが死亡することは考えにくい。過去の記録では、1986-1991 年は琵琶湖の沿岸部にのみに生息していたが、Wani50 において 1993 年以降増加し、分布を深底部に拡大させたといわれている（西野・大高 2005）。分布の拡大が水深 90m の深湖底に至ったかについての情報がないため、低酸素の影響を考察するのは難しい。本研究では、水深 70m の Ie では 2 年間で平均 22 個体/ m^2 が出現し、水深 90m のエリアで継続的に少ないことを確認しており、これは過去の低酸素の影響を受けた結果、今の分布となり、すでにミズムシにとって生息しにくいエリアとなっている可能性もあるかもしれない。

このように、特にウズムシやミズムシは、本章 4.4.3 節の低酸素耐性実験により低酸素への耐性が強いが、個体群の移動能力は小さいことがわかっている。これらは、ヨコエビやスジエビと異なり、一旦多くの個体が死亡したエリ

アには、たとえ環境が戻っても周囲からの補充が乏しく、分布に影響を受けやすい生物種である。今回の影響評価では、すでに分布に影響が現れている状態になっていることが否定できない。

また、焦ら(2012)によると、低酸素耐性実験の結果からDO濃度が2mg/Lを下回ると、底生動物の生息に望ましくない、としている。本研究による試算では、本章3.4節で示したとおり、最も厳しい気象や湖の成層の条件が重なった場合(パターン1)、水深90mエリアは、1年の1/3

の期間がDO 2mg/L未満となり、底生動物が死亡(生息できない)状況には至らずとも、生息に適さない酸素状況になると予測された。

これらの推定結果を踏まえ、今後は、継続的かつ広域的なモニタリングが必要となると考えられる。そして、琵琶湖生態系全体への影響を知るためには、底生動物を捕食する高次生物(魚など)への影響についての調査も必要である。本課題についての研究は、引き続き第4期中期計画においても継続される予定である。

表 4.1 シナリオ 1 に基づく琵琶湖北湖底生生物の死亡推定量

シナリオ	最大個体群密度 (ind/m ²)	最大個体群密度を観測した日付・地点・方法	推定死亡量 (10 ⁶ ind) (最大個体群密度×エリア面積)
アナンデルヨコエビ			
90mまで無酸素の場合	1,971	2013/6/6 N4-ROV	62,481
80mまで無酸素の場合	1,400	2013/5/24 D80-エクマン	138,221
70mまで無酸素の場合	1,066	2013/5/24 Ie-エクマン	198,237
50mまで無酸素の場合	231	2012/12/7、2013/2/1Wani50-エクマン	235,058
ビワオオウズムシ			
90mまで無酸素の場合	36	2012/12/19 HY90-ROV	1,129
70mまで無酸素の場合	75	2013/9/5 Ie-ROV	9,409
スジエビ			
90mまで無酸素の場合	119	2014/2/13 N4-ROV	3,772
70mまで無酸素の場合	21	2014/2/13 Ie-ROV	6,091
ミズムシ			
90mまで無酸素の場合	1	2012/10/18 N4-ROV	32
80mまで無酸素の場合	63	2011/7/13 D80-エクマン	3,440
70mまで無酸素の場合	2,318	2013/11/28 Ie-エクマン	133,943

推定死亡量の計算方法:各水深での調査地点において、3年間に記録された最大個体群密度を、90m以深、80-90m、70-80m、50-70m等の水深エリアの個体群密度とし、琵琶湖のそれぞれの水深のエリア面積を掛け算する。したがって、無酸素になると想定した水深までの個体数(死亡推定量)は、それぞれの水深エリアの積算である。

表 4.2 シナリオ 2 に基づく底生生物が生息できない時期と個体群への影響が大きいと予想された時期

生物種	死亡DO値 ①	DO 0mg/Lになってから 死亡するまでの日数 ②	深湖底(N4)に生息する時期 ⑤	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
				DO月最低値 mg/L ③	4.97	4.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
				連続して DO=0mg/Lになる 日数 ④								
ヨコエビ	0.08 mg/L	-	5-2月				×					
ウズムシ	0.00 mg/L	4.9day	7-12月						×	×		
スジエビ	0.21mg/L	-	11-5月									×
ミズムシ	0.00 mg/L	1.2day	生息が見られない									

※ 網掛けは、DO濃度と死亡DO値からみて底生生物が生息できない酸素状況の時期(①が0mg/Lより大きいとき①>③、①が0mg/Lのとき②<④)を示した。

※ ×印は底生生物が生息できない時期と実際の生息時期⑤が重なるとき(大量死亡が予想され、個体群への影響が懸念される)を示した。

ただし、ヨコエビは湖底にのみ生息する時期(6-7月)以外は、浮遊生活の個体群が生き残るため×とはならない。

4.6. まとめ

琵琶湖深湖底における底生生物の現存量、分布、生態についての知見が、この3年間の調査によって少しずつであるが蓄積されてきた。低酸素による生物への影響を評価するためには、生物の生態的情報が乏しいと十分な評価ができないことなどから、今後も継続的に生物のデータを取得し、その異変を察知できるよう努めていく。

5. 謝辞

底泥を用いた溶出実験を実施するにあたり、国立環境研究所地域環境研究センターの皆様、独立行政法人港湾航空技術研究所沿岸環境研究チームの井上徹教上席研究官、茨城県霞ヶ浦環境科学研究センター湖沼環境研究室の神谷航一技師に助言をいただきました。心より感謝申し上げます。

6. 引用文献等

- 1) 岡本高弘、奥田一臣、小林博美、矢田稔、原良平、石川俊之、中村豊久(2007)：暖冬に伴う北湖深水層における溶存酸素濃度等の変動。琵琶湖環境科学研究センター 研究報告書(平成18年度), 3: 125-129.
- 2) 焦春萌、青木眞一、奥村陽子、南真紀、矢田稔、石川可奈子、中島拓男、石川俊之、辻村茂男(2011)：琵琶湖の低酸素化の実態およびその生態系に与える影響。琵琶湖環境科学研究センター 研究報告書(平成20~22年度), 7: 150-181.
- 3) 環境省水・大気局(2012)：底質調査方法：6-7.
- 4) 国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所ホームページ
- 5) 松中照夫(2003)：土壌学の基礎(生成・機能・肥沃度・環境), 農文協：67
- 6) 川嶋宗継、原博一、板坂修、堀太郎、高松武次郎、小山睦夫(1983)：琵琶湖における水質変動I. マンガン、鉄、栄養塩類の底泥からの再溶出と酸化還元サイクル, 滋賀大学教育学部紀要 自然科学, No. 33: 67-101
- 7) 中島進、森井ふじ(1982)：琵琶湖湖底堆積物中のマンガン、鉄、ヒ素の蓄積機構, 農学研究, Vol. 59: 189-201
- 8) 川嶋宗継(1988)：びわ湖におけるマンガンの化学, 海洋化学研究 Vol. 3, No. 1: 18-33
- 9) 遠藤雅実、鯉淵幸生、藤田昌史、鈴木準平、小倉久子、飯村晃、大畑聡、磯部雅彦(2010)：東京湾における底泥酸素消費と微生物群集構造の関係, 土木学会論文集 B2(海岸工学), Vol. 66, No. 1: 1036-1040
- 10) 剣菱浩(1980)：ゴムのガス透過性, 日本ゴム協会誌, Vol. 53, No. 12: 719-727
- 11) Hutchinson, G. E. (1957)：A treatise on limnology.

I. Geography, physics, and chemistry. John Wiley and Sons, New York, USA.

- 12) 一瀬諭・若林徹哉・岡本高弘・藤原直樹・井上健・加賀爪敏明・宮島利宏(2006)：琵琶湖深層部の微生物由来マンガン酸化物構造体 Metallogenium の発生。用水と排水, 48: 439-447.
- 13) Idso, S. B. (1973). On the concept of lake stability. *Limnology and Oceanography* 18: 681-683
- 14) IPCC (2007)：Climate change and water, IPCC Technical paper VI.
- 15) 奥村康昭・遠藤修一(1985)：びわ湖における連続測流(1) 測流の方法と流況の概要, 陸水学雑誌 46(2)：135-142.
- 16) 中賢治(1973)：びわ湖深層の全循環期前の溶存酸素量の永年変化について. 陸水学雑誌, 34:41-43.
- 17) Nishino, M., M. Fukui; T. Nakajima (1998)：Dense mats of [Thioploca], gliding filamentous sulfur-oxidizing bacteria in Lake Biwa, central Japan, *Water Research*, 32(3)：953-957
- 18) Straile, D., K. Jöhnk and H. Rossknecht (2003)：Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. *Limnology and Oceanography*, 48: 1432-1438.
- 19) 長谷川直子(2006)：レマン湖の低酸素化、「世界の湖沼と地球環境」p 59-72.
- 20) Blumberg, A. and D. Di Toro (1990)：Effects of climate warming on dissolved oxygen concentrations in Lake Erie, *Transactions of the American Fisheries society* 119: 210-223
- 21) Brooks, J. L. and S. I. Dodson (1965) Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150: 28-35.
- 22) 藤岡康弘・上西実(2006) ビワマスの成長に伴う生息場所と食物の変化. 滋賀県水産試験場研報 51: 51-63.
- 23) Gilbert, J. J. and C. E. Williamson (1978) Predator-prey behavior and its effect on rotifer survival in associations of *Mesocyclops edax*, *Asplanchna girodi*, *Polyarthra vulgaris*, and *Keratella cochlearis*. *Oecologia* 37: 13-22.
- 24) Godo, M. and S. Ban (2007) Effect of temperature on metabolic rates and horizontal distribution of an endemic amphipod *Jesogammarus annandalei* in Lake Biwa (in Japanese with English abstract). *JPN J. Limnol.* 68: 375-389.

- 25) Haney, J. F. and D. J. Hall (1973) Sugar-coated Daphnia: a preservation technique for Cladocera. *Limnol. Oceanogr.* 18: 331-333.
- 26) 原田英司 (1966) 大型甲殻類班中間報告 びわ湖生物資源調査団中間報告 p 555-603.
- 27) 焦春萌・青木眞一・奥村陽子・南真紀・矢田稔・石川可奈子・中島拓男・石川俊之・辻村茂男 (2012): 琵琶湖の低酸素化の実態把握および北湖生態系に与える影響の把握に関する解析モニタリングー琵琶湖の低酸素化の実態およびその生態系に与える影響ー滋賀県琵琶湖環境科学研究センター 研究報告書平成 20~22 年度 7:150-181.
- 28) 焦春萌・石川可奈子・桐山徳也・井上栄壮・永田貴丸 (2013): 調査解析 1 北湖深水層と湖底環境の把握. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 (平成 24 年度).
- 29) 焦春萌 (2012): 琵琶湖北湖深水層の低酸素化問題 《研究最前線》、びわ湖みらい No. 18 2-3
- 30) 環境省 水・大気環境局 水環境課 (2013) 気候変動による水質等への影響解明調査報告
- 31) 熊谷道夫・石川俊之・田中リジア (2009): 自律型潜水ロボット淡探 (たんたん) による湖底調査 日本ロボット学会誌 27:278-281.
- 32) 石川可奈子・熊谷道夫 (2014): 琵琶湖における水中ロボットを用いたアナンデールヨコエビ (*Jesogammarus annandalei*) のモニタリング 日本プランクトン学会報 61:45-49.
- 33) Ishikawa, K., E. Inoue, T. Nagata and C. Jiao (2014): Enumeration of benthic animals in a deep lake using a ROV. *World Lake Conference 15 Extended abstract book* (in press).
- 34) Ishikawa, T. and J. Urabe (2002): Population dynamics and production of *Jesogammarus annandalei*, an endemic amphipod, in Lake Biwa, *Japan. Freshwat. Biol.* 47: 1935-1943.
- 35) Ishikawa, T. and J. Urabe (2005): Ontogenetic changes in vertical distribution of an endemic amphipod, *Jesogammarus annandalei*, in Lake Biwa, *Japan. Arch. Hydrobiol.* 164: 465-478.
- 36) Lampert, W. (1989): The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. *Funct. Ecol.* 3: 21-27.
- 37) Lass, S. and P. Spaak (2003): Chemically mediated anti-predator defences in plankton: a review. *Hydrobiologia* 491: 221-239.
- 38) 丸茂恵右・横田瑞郎 (2012): 貧酸素水塊の形成および貧酸素の生物影響に関する文献調査. *海生研報* 15: 1-21.
- 39) Narita, T. (1976): Occurrence of two ecological forms of *Anisogammarus annandalei* (Tattersall) (Crustacea: Amphipoda) in Lake Biwa *Physiol. Ecol. Japan* 17:551-556.
- 40) 西野麻知子 (1993): びわ湖の底生動物ー水辺の生きものたち. 滋賀県琵琶湖研究所, 大津.
- 41) 西野麻知子 (2010): 地球温暖化による琵琶湖の環境変化と生態系への影響 資源環境対策 46:50-57.
- 42) Nishino, M. (1980): Geographical variations in body size and egg size of a freshwater shrimp, *Palaemon paucidens* DE HAAN, with some discussion on brood habit. *Jap. J. Limnol.* 41: 185-202.
- 43) 西野麻知子・大高明史 (2005): 北湖深底部における底生動物の変化. 滋賀県琵琶湖研究所所報 22: 187-196.
- 44) 山本優 (2010): ユスリカ亜科. 図説日本のユスリカ, 日本ユスリカ研究会 (編): 158-259. 文一総合出版, 東京.
- 45) Zaret, T. M. and J. S. Suffern (1976) Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism. *Limnology and Oceanography*, 21: 804-813.