



Title	風蓮湖水質環境の現状と問題点
Author(s)	八戸, 法昭; 石川, 清; 高坂, 智 他
Description	第1回衛生工学シンポジウム (平成5年11月17日 (水) -18日 (木) 北海道大学学術交流会館) . 9 都市・水・室内等の環境 . 9-5
Citation	衛生工学シンポジウム論文集, 1, 353-358
Issue Date	1993-11-01
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/7480
Type	departmental bulletin paper
File Information	1-9-5_p353-358.pdf



9 - 5

風蓮湖水質環境の現状と問題点

八戸法昭、石川清、高坂智、長野満（北海道漁業団体公害対策本部）

1. はじめに

風蓮湖は北海道東部の別海町と根室市にまたがって位置している面積56.38km²、平均水深1m、滞留時間0.06年の腐植栄養型の水深の浅い汽水湖である。地形上から東西の2つの湖盆に分れており、さけます増殖河川である風蓮川（西部湖盆に流入）、同じく増殖河川の別当賀川（東部湖盆に流入）等が流入しており、湖への全流入量のうち、風蓮川の流入水量は72%を占める。当湖の水質は、語源の「フーレ・ベツ（赤い川）」が示すように流域湿地帯から流出する腐植質を多く含む「ヤチ水」の影響で元来COD濃度が高い傾向にある。人為汚濁についても、流域の新酪農村等の大規模草地開発の進行により近年増加する傾向にある。

環境基準の類型指定は1975年になされており、湖沼であるためにCODMnで基準値が設定されている。しかし、汽水湖であるため、環境基準は「海域」扱いとなっている。流入河川は河川A-I、風蓮湖は海域A-Iと指定されているが、腐植質の影響が無視できないため、CODの基準値は2mg/l以下から5mg/l以下に修正して限定的に適用されている。

しかし、1975年以降のCOD75%値はほぼ毎年基準値を上回っており、海域部門における全国ワースト5にも登場した。このため、1989年には北海道及び根室市により環境調査も行なわれている。この後、1991年3月には汚濁の進行している東京湾や伊勢湾を抜いて不名誉な全国一と環境庁から報告された。このため、具体的な汚濁防止対策を講じさせ、漁場を保全するための基礎調査が必要であることから、当湖に漁業権を有する別海と根室湾中部漁協の依頼で、次の点について両漁協による定点の補完調査も含め2年間継続調査することとなり、1991年8月より調査を開始し、現在も追加調査中である。

- ① 主要流入河川と風蓮湖の水質及び同湖の底質を含めた環境調査
- ② 人為汚濁と自然汚濁の区分分析法の検討
- ③ 定点継続調査による季節等経時変化の把握
- ④ 別当賀川、風蓮川の最上流と河口水質の変動把握
- ⑤ モデル河川調査による酪農系排水の影響の把握
- ⑥ 別当賀川、風蓮川由来沈降物の河口部堆積状態の把握（追加調査）

ここでは風蓮湖と流入河川の水質環境の現状と水質評価の問題点について報告する。

2. 風蓮湖について

2.1 自然特性等

風蓮湖は、河川台帳上は風蓮川水系に属するが、主な流入河川の流域面積等を表1に示す。

2.2 漁業の実態

風蓮湖の両漁協の水揚げ高は表2の通りで総額で約3億円に達している。

サケ・マスの増殖事業は、風蓮川と別当賀川を中心にそれぞれ2000万尾、740万尾余りの稚魚が毎年放流され、親魚の捕獲と採卵・孵化・飼育を実施している。

3. 風蓮湖の水質の状況

3.1 湖内塩分濃度の分布

当湖の水質環境基準点を今回の調査地点と併せて図1に示す。

1991年8月及び1992年8月の調査時における湖内の塩分濃度を図2に示した。

表 1

区分 河川名等	流域面積 (Km ²)			流路延 長(km)	環境 基準	風蓮湖物理諸元	
	山 地	平 地	合 計			高 度:	湖 面 積:
風蓮川	576.3	450.8	1027.1	109.5	河川 A	1.0 m	56.38 Km ²
・風蓮湖		56.4	56.4		海域 A	最大水深: 11.0 m	湖 体 積: 56,380 千 m ³
・ボンヤウシベツ川	2.7	31.4	34.1	16.3	河川 A	平均水深: 1.0 m	
・ヤウシベツ川	128.2	31.4	159.6	34.3	河川 A	周 囲 長: 93.5 Km	
・別当賀川	47.2	56.6	103.8	40.6	河川 A	湖水滞留時間: 0.06 年(22日)	

表 2

漁 協 名	'89(H.1)年度	'90(H.2)年度	備 考
別海漁協	141,736,993	156,629,277	サマス、ワカサギ、ニジシ、アサリ、ジミ 他
湾中漁協	110,042,034	125,225,621	コマイ、チカ、サマス、カレイ、アサリ 他

湖内の塩分濃度は通常の海域に比較して、やや低くなっているのが通例であり、湖口のある東部湖盆側で塩分濃度が高くなっている。1991年の調査と比較すると、1992年の調査時における湖内の塩分濃度が高くなっている。特に1992年8月は湖内の塩分濃度が例年以上に著しく上昇していた。このことは1992年が1991年に比較して降水量が少なかったために湖内に流入する河川水が少なく、湖内への海水の浸入が促進されたことを示している。このため、1991年と1992年では風蓮湖内の水質がかなり異なっている。

3.2 湖内COD濃度の分布

1991年8月及び1992年8月の調査時における湖内のCOD濃度を図3及び図4に示した。

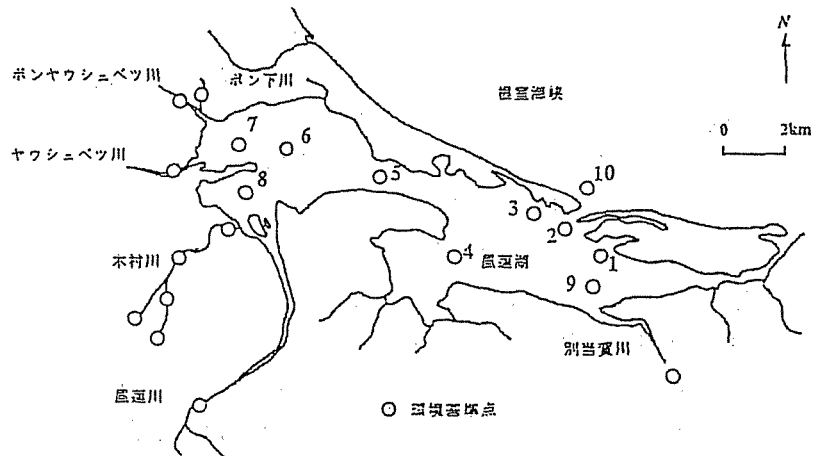


図1 風蓮湖調査地点図

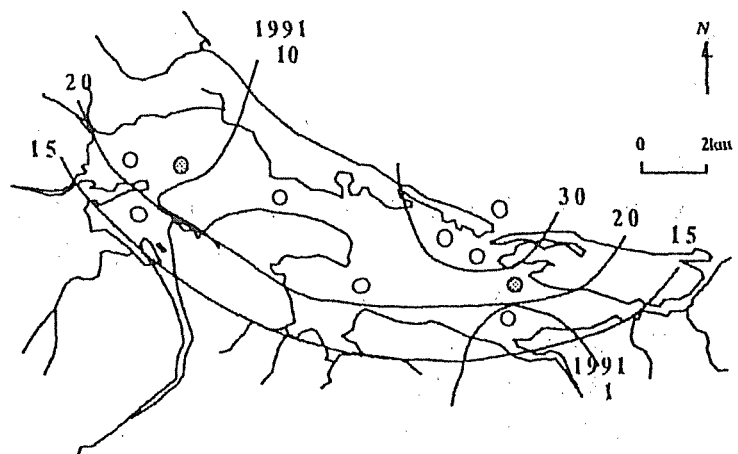


図2 風蓮湖内の塩分濃度

湖内のCOD濃度は塩分濃度と逆の関係があり、塩分が高い地点ではCOD濃度は低くなっている。湖口のある東部湖盆側でCOD濃度が一般に低くなっているが、St.9は別当賀川の影響もあり高濃度となっている。また、奥部の西部湖盆は風蓮川、ヤウシュベツ川等の影響もあり高濃度となっている。1991年の調査結果と比較すると、1991年に観察されたCOD10mg/l以上の分布域が1992年には見られなくなっている。特に1992年8月は湖内のCOD濃度は非常に低くなっている。このことは、3.1でも述べたように1992年の小降雨の影響で、河川からの河川水の流入が少なくなり、COD濃度の低い海水の湖内への流入が促進されたことと、河川からのCOD成分の流入が少なくなっていることが考えられる。環境基準から考えると、調査月によって環境基準を上回ることもあれば下回ることもあり、海水と河川水の挙動により、湖内のCOD濃度は安定していない。

3.3 湖内塩分濃度とCOD濃度との関係

道の「公共用水域調査結果」を元にして、環境基準点St.1(図1ではSt.6に相当)における塩分濃度とCOD濃度の年次変化を図5に示した。資料は1980年から1991年までの調査結果を用いた。St.6(基準点St.1)は湖の奥部に位置するため、河川水の流入の影響を受

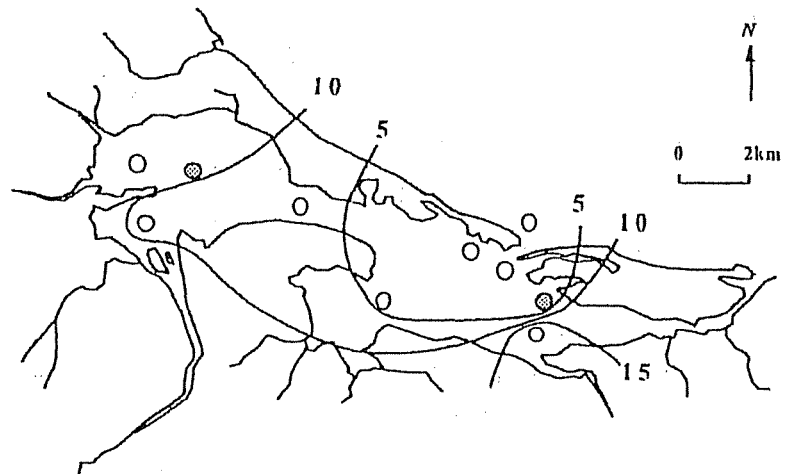


図3 1991年8月の湖内COD濃度

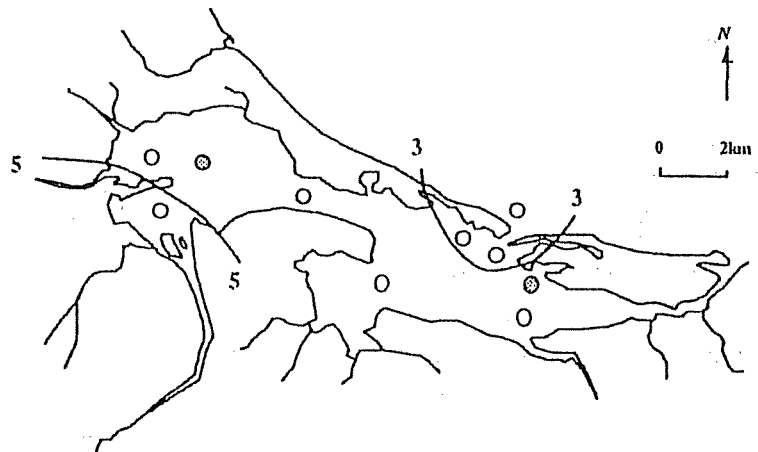


図4 1992年8月の湖内COD濃度

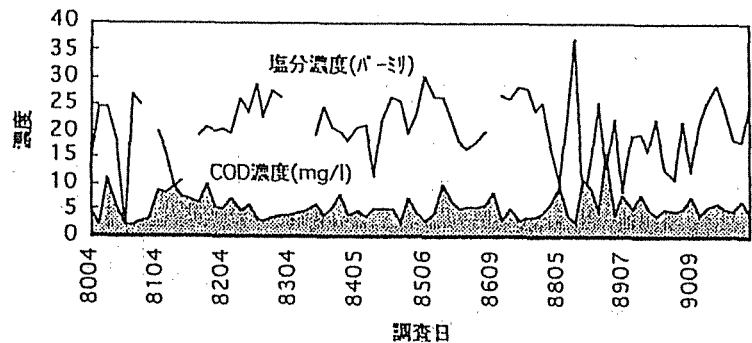


図5 塩分濃度とCOD濃度の年次変化

けやすく、塩分濃度の変動が著しい。これに対して、St.1(基準点2)は湖口付近に位置するため、海水の影響を受けやすく、塩分濃度の変動はSt.6に比較して小さくなっている。COD濃度は湖奥部に位置しているSt.6で全体的に高濃度であり、環境基準である5mg/lを下回ることの方が稀である。また濃度の変動も大きい。これに対して、St.1はSt.6に比較して低濃度であり、また、濃度の変動も小さくなっている。図6に、塩分濃度とCOD濃度の関係図を示した。St.6(基準点1)とSt.1(基準点2)において濃度の差はあるが、塩分濃度とCOD濃度が負の相関関係にあることがわかる。この経年変化と2年間の調査から、降水量の多い時期に河川が多量のCOD成分を持ち込むために、湖内のCOD濃度が上昇するということが予想される。降水量が少ない時期は流入してくるCOD成分も少なく、また海水の浸入も湖奥部にまで進み、混合によりCOD濃度は低下する。結果として、湖内のCOD濃度は降水量によって変化しているとも考えられ、湖内のCOD濃度は安定したものではなく、変動の著しいものとなっている。

3.4 その他の水質項目の分布
 図7に1991年の調査時における湖内及び河川の糞便性大腸菌の分布を示した。糞便性大腸菌については1992年の調査ではほとんど確認されなかつ

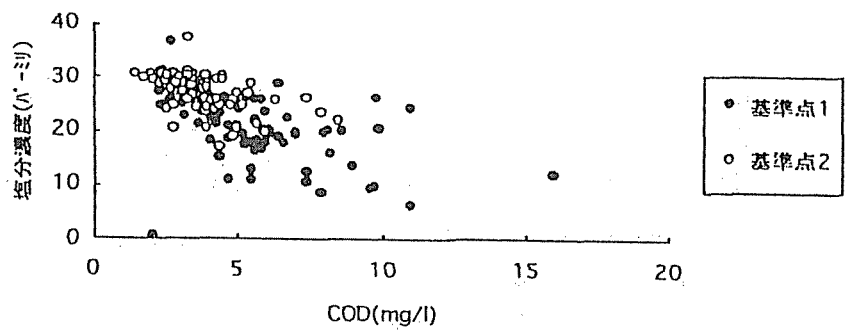


図6 塩分濃度とCOD濃度の関係

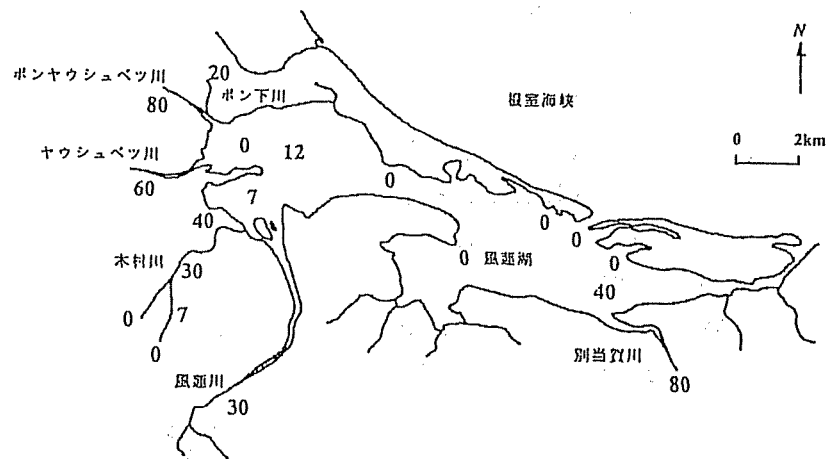


図7 湖内及び河川の糞便性大腸菌の分布

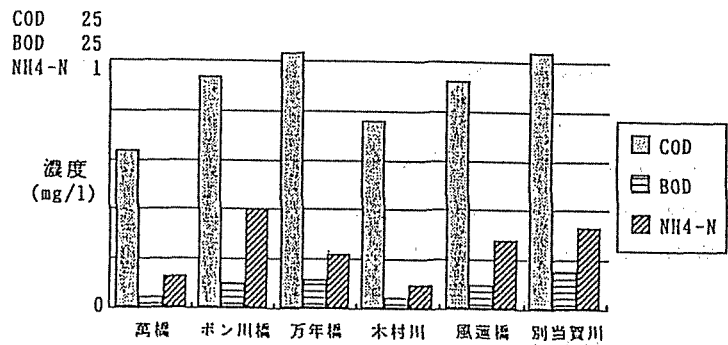


図8 1991年8月の流入河川河口付近の水質

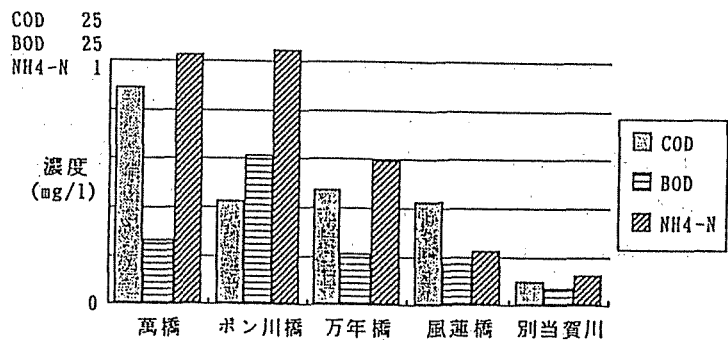


図9 1991年12月の流入河川河口付近の水質

た。このことは他の水質成分と同様に1992年の湖内への河川水の流入の減少と関係があると考えられる。

4. 流入河川の水質

流入河川について、1991年8月と1991年12月の河口付近の水質を図8と図9に示した。各河川からのCOD成分の流入が非常に多いことがわかる。12月に小河川からのアンモニア態窒素の流入が多いのは酪農農家による牧草地への糞尿散布の影響である。風蓮川、別当賀川のような大河川の場合は希釈水量が多いことと流程変化のために小河川ほどの濃度にはならない。図10に風蓮川の流下方向の水質の変化をCODとBODの比較で示した。T-BOD(全BOD)はやや増加する程度であるが、F-COD(溶存性BOD)の増加が大きいことがわかる。

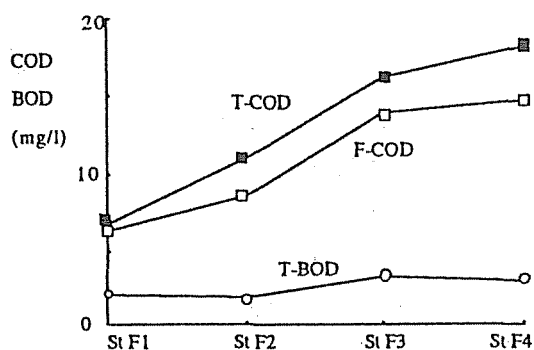


図10 風蓮川の流下方向の水質の変化

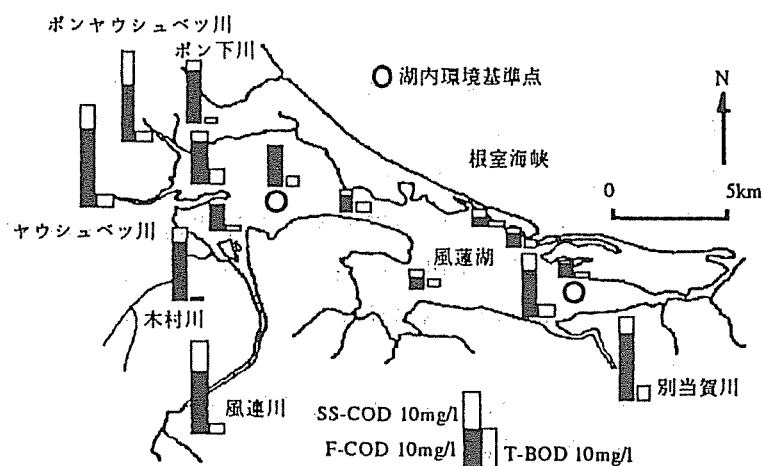


図11 湖内と流入河川のCOD及びBOD濃度

5. 流入河川の水質と湖内の水質の関係

1991年8月の湖内と流入河川河口部のCOD及びBOD濃度を図11に示した。また、同年同月の湖内のフミン酸濃度を図12に示した。各河川ともF-COD濃度が非常に高く、湖内の水質が河川の影響を強く受けていることがわかる。また、西部湖盆は湖水が滞留するためにF-COD濃度が高くなっている。西部と東部の水質濃度については他の各項目でも平均値に差があることが確認されている。

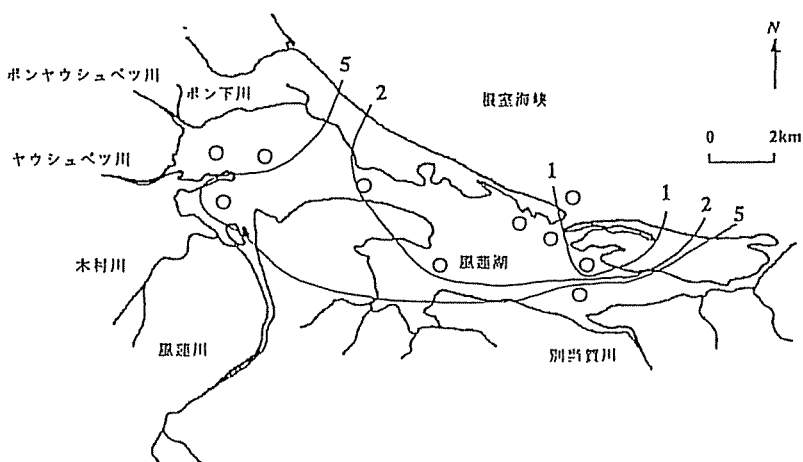


図12 1991年8月の湖内のフミン酸濃度

図13には、風蓮湖及び流入河川のフミン酸(Humic A)濃度と溶存態COD(F-COD)濃度の相関関係を示した。両者は非常に密接に関係しており、フミン酸濃度の増大とともに溶存性COD濃度も増大している。図中の下側の直線は溶存態COD濃度に占めるフミン酸によるCOD濃度を示している。この流域の溶存態COD濃度の約半分はフミン酸によるものであることがわかる。また、現在までのところ、泥炭地由来でフミン酸以外の物質の影響があることも予測されているが、この影響を考慮するとこ

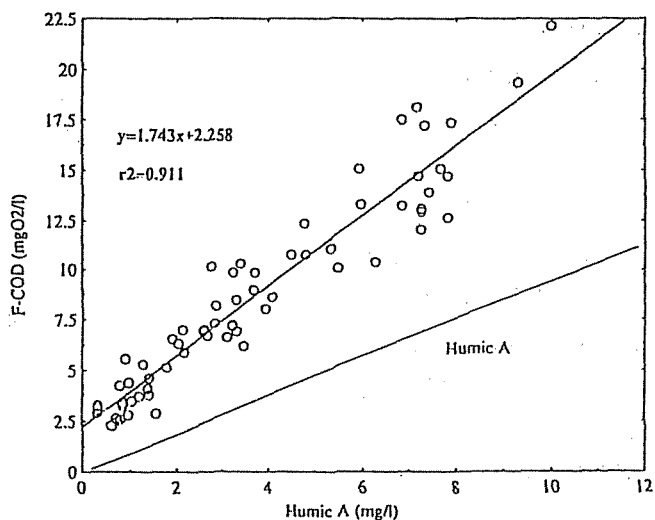


図13 フミン酸濃度と溶存態COD濃度の関係

この流域の溶存態COD濃度のほとんどが泥炭地由来の腐植質で説明できると思われ、環境基準のワースト1の原因は泥炭地由来の腐植質であり、風蓮湖がいわゆる「汚濁した」湖沼ではないことになる。問題となるのは、環境基準のランク付けに現われない酪農系排水の影響である。

6. 結論

風蓮湖がCODの環境基準を満足できないのは、河川より流入するフミン酸等の腐植質由来の有機物が原因である。

風蓮湖の流域では腐植質に由来する水質成分の他に、酪農系の汚濁が確認された。

この流域のCODを高濃度にさせている原因はフミン酸のみではなく、他の有機物の存在も検討する必要がある。泥炭地の湖沼のCODは腐植質の影響を受けるために高濃度になる傾向があり、このような腐植栄養湖を他の湖沼、海域と同列に比較することは適当ではない。他の指標を用いるか、腐植栄養湖を湖沼、海域と区分して評価することが必要と思われる。