

濁水が琵琶湖やその周辺河川に生息する魚類へおよぼす影響

藤原 公一

Harmful Influences of Turbid Water to Fishes
in Lake Biwa and its Surrounding Rivers

Koh-ichi Fujiwara

Various harmful influences of turbidity upon fishes that inhabit in Lake Biwa and its surrounding rivers were examined. Ayu *Plecoglossus altivelis*, nigorobuna *Carassius auratus grandoclis* and hommoroko *Gnathopogon caeruleus* that are very important fishes for this local fishery were selected to the research object. Regarding ayu, the harmful influences were investigated every its developmental stage especially. By these experiments, it was confirmed that turbid water hardly affects the influence to the survival of fish. However, it was proved to affect upon growth or behavior of fishes in lower turbidity. Also, it was made obvious that the fish that receives harmful influences of turbid water is ayu in the lowest turbidity. The threshold turbidity that affects harmful influences upon growth or behavior of ayu was following. The value that makes larval ayu delay its growth lay down between 8 mg/ℓ and 14 mg/ℓ. The value that makes juvenile ayu prevent eating attached algae lay down between 13 mg/ℓ and 25 mg/ℓ. The value that makes mature ayu prevent spawning lay down between 47 mg/ℓ and 125 mg/ℓ. The avoidance value from turbid water in juvenile ayu was 22 mg/ℓ. The value that prevents the upstream of juvenile ayu was 31 mg/ℓ.

The life history of ayu was considered further, and the next proposal was formed from aforementioned results in order to maintain original high productivity of the fishery in Lake Biwa and its surrounding area. In the offing and the coast of Lake Biwa, from the autumn to the spring, it isn't desirable and should maintain lower turbidity that turbidness more than 14 mg/ℓ continues more than several days. In the coast of Lake Biwa in the summer, an occurrence of turbidness isn't desirable more than 22 mg/ℓ within 1 day also. At the mouth of a river that ayu goes up originally, except winter, outflow of turbid water more than 22 mg/ℓ isn't desirable within 1 day also. At the lower reaches of a river that ayu inhabits originally, except winter, the occurrence of turbid water more than 31 mg/ℓ isn't desirable within 1 day also. In the middle reaches of a river where ayu inhabits originally, it isn't desirable that turbid water more than 25 mg/ℓ occurs as continuing more than 1 day except winter, and it is hoped to maintain lower turbidity. Turbidity that doesn't pass 31 mg/ℓ within 1 day is permitted.

琵琶湖の集水域は滋賀県の陸域の93%を占める¹⁾。このため、県内で発生した濁水はその流下の過程で沈殿や吸着等により系外へ除去される部分を除けば、ほとんどが河川を介して琵琶湖へ流入する。また、

湖中における砂利採取や土木工事に伴い、琵琶湖に直接濁水が発生することもある²⁾。このように、琵琶湖やその周辺河川に生息する水生生物は絶えず濁水に遭遇する危機に曝されている。しかし、濁水が水

生生物におよぼす影響評価に関する研究は少ない³⁻⁹⁾。特に琵琶湖やその周辺で営まれている漁業の対象種を扱った研究としては、アユの濁水忌避^{7,8)}、濁水がアユ卵の受精と発生におよぼす影響⁹⁾、濁水中でのアユ幼魚の成長阻害⁹⁾に関する研究があるのみであり、これらの漁業に対して濁水がどのような影響をおよぼすかは十分に議論できていない。そこで本報では、これら漁業にとって特に重要であるアユ、ニゴロブナおよびホンモロコを対象に選び、特にアユにおいてはその発育段階別に、濁水がおよぼす影響を検討した。そして、それらの結果を総括して、水域と季節毎に漁業被害が懸念される濁水の程度を整理した。

俗にいう濁水は懸濁物質の多い水を指すが、濁水には家庭下水や畜産排水にみられるように不安定な(分解しやすい)懸濁物質が成分となっている濁水と、粘土や細砂などのように比較的安定な懸濁固形物が主体となっている濁水とがある。本報では後者の不活性な固形物を含み、かつ、漁業に何らかのかわり合いのある水を濁水として取り扱うこととする。また、このような濁水は降雨や融雪、波浪などの自然現象によって形成される他、水田の耕耘、砂利採取、浚渫工事などによって人為的、突発的に、しかも高濃度のものが形成されることが多い。そして、水田の耕耘時に発生する濁水には散布された農薬や肥料が、砂利採取や河川・湖底の浚渫工事時に発生する濁水には還元物質が含まれることがあるように、人為的に発生した濁水には懸濁粒子以外にそれぞれ特徴的に様々な有害物質が含まれることが多い。これらの有害物質が漁業におよぼす影響についても危惧されるが、この議論は一部を除いて別の機会にゆずることとし本報では主に不活性な懸濁粒子に関して議論を進める。

なお、本報ではことわりのない限り濁りの程度はJIS法¹⁰⁾で測定したSSで表示し、これを濁度と称することとする。

1 濁水がアユにおよぼす急性影響

アユ、*Plecoglossus altivelis*の仔魚と稚魚を数段階の濃度の濁水に曝露し、24時間および48時間後の生存状況を観察してアユの生存におよぼす濁水の急性影響について検討した。

材料および方法

供試魚 供試したアユは志賀町地先の琵琶湖および水産試験場内養魚排水路で採捕した。採捕は、前者は12月にエリで行った。後者は水路を遡上したもの

を5月にセルロイド製トラップで行った。採捕後とともに水産試験場内のコンクリート池(2×5×0.7 m水深)に収容し、市販の養魚用配合飼料を与えて地下水(JIS法によりSSは不検出、水温は19~20℃)を流して馴致飼育した。馴致期間は前者は1ヵ月、後者は2ヵ月であった。その後、それぞれ後述する実験Aおよび実験Bに供した。実験Aの供試魚は標準体長 37.2 ± 0.8 mm(平均値±標準誤差、以下同様)、体重 0.20 ± 0.02 gで、ウロコが未形成の発育初期のヒウオと呼ばれる仔魚であった。実験Bの供試魚は標準体長 81.6 ± 1.5 mm、体重 8.62 ± 0.50 gで、発育が進み生殖腺が発達し始める段階の稚魚であった。なお、供試前24時間以降は給餌しなかった。

供試濁水 市販の陶芸用粘土(青粉粘土)に3倍量の地下水に加え、十分に攪拌して粘土粒子を一様に懸濁させたものを濁水原液とした。供試魚に曝露した濁水は、この濁水原液を地下水で希釈して調製した。設定した濁度は、実験A、Bとも対照区を除いて6段階とした。対照区には地下水のみを用いた。実験中の濁度は実験開始時と24時間ごとにJIS法でSSを測定して求めた。

濁水曝露 ウォーターバス(20℃)中に設置した45×30×深さ30cmのガラス製水槽に地下水または供試濁水を実験Aでは10ℓずつ、実験Bでは30ℓずつ注入した。水温が一定になったのち、それぞれの水槽に供試魚を11尾ずつ収容し、24時間後および48時間後の斃死数を計数した。斃死は鰓蓋運動が完全に停止していることにより判定した。実験中は常時水中へ通気を行った。換水は行わなかった。

結果

実験条件 実験中の水温と水質をTable 1に示す。水温はどの水槽も19.6~19.8℃の範囲にあり安定していた。DOはすべての水槽で常に飽和していた。SSは測定毎に若干ではあるが変動した。そこで、各水槽の実験中の濁度は、実験開始時と24時間後のSSの測定値を平均して24時間平均値、実験開始時、24時間後および48時間後の測定値を平均して48時間平均値として示した。pHは両実験とも濁度の上昇に伴いやや低下する傾向にあったが、測定された値は7.5~8.5の範囲にあり、何れも供試魚に悪影響を与える値ではなかった。

斃死状況 実験A、BにおけるSSの24時間および48時間平均値と供試魚の斃死率との関係をFig.1に示す。仔魚段階のアユを用いた実験Aでは設定したSSの24時間平均値が最高1,480 mg/ℓであったが、この範囲内では供試魚は全て生存した。しかし、48時間

Table 1. Conditions* in the turbid water exposure experiment to ayu

Experiment	No.	SS					pH		
		Initial	After 24h	After 48h	Mean within 24h	Mean within 48h	Initial	After 24h	After 48h
		mg/ℓ	mg/ℓ	mg/ℓ	mg/ℓ	mg/ℓ			
A	1**	5	0	0	3	2	8.4	8.5	8.5
	2	253	238	493	250	160	8.4	8.3	8.4
	3	441	349	965	400	260	8.3	8.2	8.4
	4	484	753	1,000	620	750	8.2	8.0	8.3
	5	657	583	1,700	620	980	8.1	8.0	8.3
	6	752	1,100	1,560	930	1,140	8.0	7.6	8.2
	7	1,310	1,650	2,760	1,480	1,910	7.6	7.5	7.1
B	1**	1	2	2	2	2	8.3	8.5	8.4
	2	1,260	983	1,310	1,120	1,180	8.3	8.5	8.2
	3	1,980	1,160	1,780	1,570	1,640	8.2	8.4	8.3
	4	3,080	1,770	2,120	2,430	2,320	8.2	8.4	8.3
	5	4,740	2,710	3,520	3,730	3,660	8.2	8.4	8.3
	6	6,580	3,620	5,240	5,100	5,150	8.1	8.4	8.3
	7	9,780	5,400	—	7,590	—	8.0	8.4	7.9

* : During the experiments, the water temperature ranged from 19.4 to 19.8 degrees Centigrade, and the dissolved oxygen was saturated in all tanks.

** : Controls.

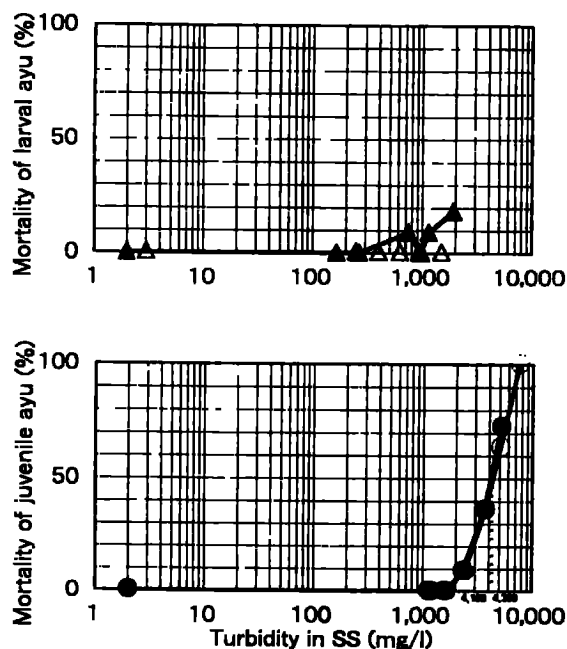


Fig. 1. Relationship between turbidity in SS and mortality of ayu.

Turbidity is indicated as mean values within 24h or 48h. Traingles and circles indicate the mortalities of larval and juvenile ayu, respectively. Open and solid symbols correspond to the relations within 24h and 48h, respectively. The broken lines show the LC 50.

後には SS の平均値が 750 mg/ℓ の区で斃死がみられ (1尾、供試数の 9.1%)、1,140 mg/ℓ の区でも 1尾 (9.1%)、1,910 mg/ℓ の区では 2尾 (18.2%) が斃死した。稚魚段階のアユを供試した実験 B では、24時間後に SS の平均値が 1,570 mg/ℓ 以下の区では斃死は起こらなかったが、2,420 mg/ℓ の区で斃死が始まり (1尾、9.1%)、濁水濃度の上昇とともに斃死率は上昇して 7,590 mg/ℓ の区では全ての供試魚が斃死した。48時間後の SS と供試魚の斃死率との間にも同様の傾向がみられた。そこで、Fig. 1 から DOUDOROFF の作図法¹¹⁾を用いてアユ稚魚に対する SS の LC₅₀を求めると、24時間 LC₅₀は 4,360 mg/ℓ、48時間 LC₅₀は 4,160 mg/ℓ となった。

考 察

濁水に48時間曝露したとき斃死がみられた最低の濁度はアユ仔魚では 740 mg/ℓ、アユ稚魚では 2,420 mg/ℓ であった。また、アユ稚魚の半数が斃死する濁度 (LC₅₀) は24時間では 4,360 mg/ℓ、48時間では 4,160 mg/ℓ であった。後述するようにニゴロブナ、*Carassius auratus grandoclis* とホンモロコ、*Gnathopogon caeruleus* は濁度 48,000 mg/ℓ の濁

水中では24時間内に斃死せず、39,000 mg/ℓの濁水中でも48時間内に斃死しないことを確かめている。また、コイ、*Cyprinus carpio* やキンギョ、*Carassius auratus* は100,000 mg/ℓの濁水中で殆どのが1週間生存し、225,000 mg/ℓの濁水中でも1～3週間生存する個体があることが報告されている³⁾。このように概して魚は短期間であれば濁水に対して抵抗性を示すといえる。しかし、魚種によってその抵抗性が異なり、取分けアユはコイ、キンギョ、ニゴロブナ、ホンモロコなどのコイ科魚類に比べて濁水中で死にやすいといえる。しかし、後述するように二者択一水路を用いたアユの行動実験の結果から、アユは致死がみられ始める濁度よりも1オーダー以上低い22 mg/ℓの濁水を忌避すると考えられる。本田も二者択一水路を用いた行動実験でアユは15 mg/ℓ程度の濁水を忌避することをみている⁷⁾。さらに小山・桜井は濁水と清水を同一水路に流し、アユがどちらの水の注入口付近にとどまるかを調べ、50 mg/ℓ以下の濃度の濁水を忌避することを報告している⁹⁾。これらの行動実験の結果から、致死濃度の濁水が発生した場合でも、逃避可能な水域が存在するとアユは濁水から逃避し、斃死事故にはつながりにくいと思われる。

また、濁水に48時間曝露したときに斃死し始める濁度はアユ稚魚により仔魚の方が低く、発育が進んだアユに比べて発育初期のアユの方が濁水の影響を受けやすい傾向にあることがうかがえる。しかし、アユ稚魚は琵琶湖沖合から琵琶湖への流入河川に生息するのに対し、アユ仔魚の生息水域は琵琶湖内に

限られる。河川に比べて琵琶湖内では高濃度の濁水に遭遇する機会は少なく、また仮に高濃度の濁水に遭遇しても周辺への逸散が可能であり、湖内での濁水によるアユ仔魚の斃死事故は発生しにくいと思われる。むしろ河川の場合、河川全体に高濃度の濁水が流下するケースが多く、逃げ場のないアユ稚魚が影響を受ける危険性の方が大きいであろう。

2 濁水がアユにおよぼす亜急性影響

前章では、濁水がアユに対して致死作用を示す濃度は1～2日という短い期間では数百mg/ℓを越えてからであり、稚魚よりも仔魚の方が影響を受けやすいことを報告した。本章ではさらに長期間にわたってアユが濁水に曝されたときに影響を受ける濁水の濃度とその程度を検討した。なお、この亜急性影響実験では急性影響を受けやすかったヒウオと呼ばれる仔魚期のアユを供試した。

材料および方法

供試魚 志賀町地先の琵琶湖で2月にエリで漁獲したアユを前章で述べた実験に用いたアユと同様の方法で約1ヵ月間馴致飼育した後、供試した。供試時の魚は標準体長 39.4 ± 0.6 mm (平均値±標準誤差、次も同様)、体重 0.42 ± 0.03 gの仔魚であった。
供試濁水 市販の陶芸用粘土(青粉粘土)に30倍重の地下水を加えて十分に攪拌した後30分間静置して

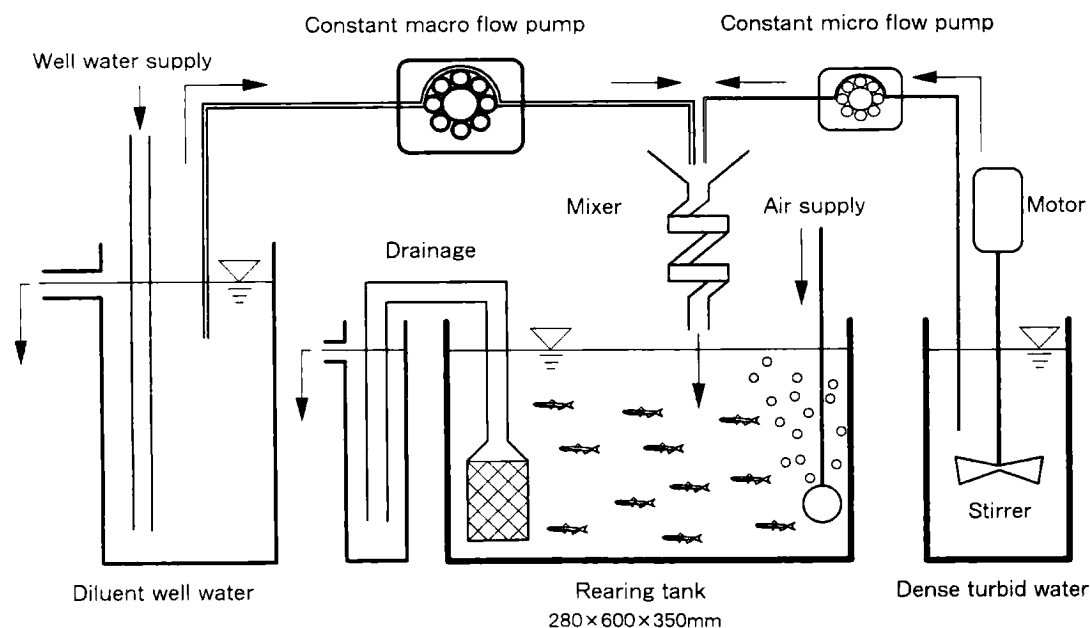


Fig. 2. Schematic diagram of the rearing apparatus of ayu in turbid water.

Apparatuses of six sets were used. The dense turbid water was not injected into the control tank. Arrows indicate the flow directions.

得た上層水を濁水原液とした。供試濁水は Fig. 2 に示す装置を用いて濁水原液と希釈水（地下水）を常時混合することにより調製し、飼育水槽へ連続注入した。希釈水の量はどの水槽でも 18,000 ml/min に調整した。各水槽の濁度は濁水原液の注入量を水槽毎に 16~140 ml/min の範囲で段階的に変えることにより設定した。設定した濁度は 6.5~122.5 mg/l の範囲で 4 段階であった。濁水原液は同じロットの陶芸用粘土を用いて 10 日毎に新しく調製した。また、これらの濁水を注入した水槽（B~E 区）とは別に地下水のみを 18,000 ml/min の流量で連続注入した水槽（A 区）を設け、対照区とした。

濁水曝露 供試濁水または対照として地下水を前日から流しておいた飼育水槽（Fig. 2）へ馴致飼育池から無作為に取り上げた供試魚を 30 尾ずつ收容し、翌日から市販の養鮎用配合飼料を与えて飼育した。給餌は 1 日に 3 回、各回とも供試魚が飽食するまで行った。供試魚を收容して 30 日後には全魚を取り上げ、生残尾数を調べた。また、全魚の標準体長、体重および肥満度を測定し、飼育開始時の値と比較した。飼育開始時の値は実験開始時に馴致飼育池から飼育実験に用いたものとは別に、無作為に取り上げた 30 尾について測定した。なお、飼育期間中は毎日水温を、3~6 日毎に DO（融膜電極法）、pH（ガラス電極法）および SS（JIS 法）を測定した。

結果

飼育条件 飼育実験中の水温と水質を Table 2 に示す。また、SS の経日変動を Fig. 3 に示す。A 区（対照区）では飼育期間を通して SS は不検出であった。B 区から E 区へは SS は上昇系列で設定されていた。しかし、水槽毎に経日的に SS の不規則な変動がみられた。そこで、各区で実験期間中に 7 回測定された SS を平均して各区の濁度を代表させた（Table 2）。水温は区間で差はみられず、15.6~20.4℃の範囲にあり、平均は 17.8℃であった。DO と pH は濁水濃度の上昇に伴いやや低下傾向を示したが、区間で大きな差はみられなかった。

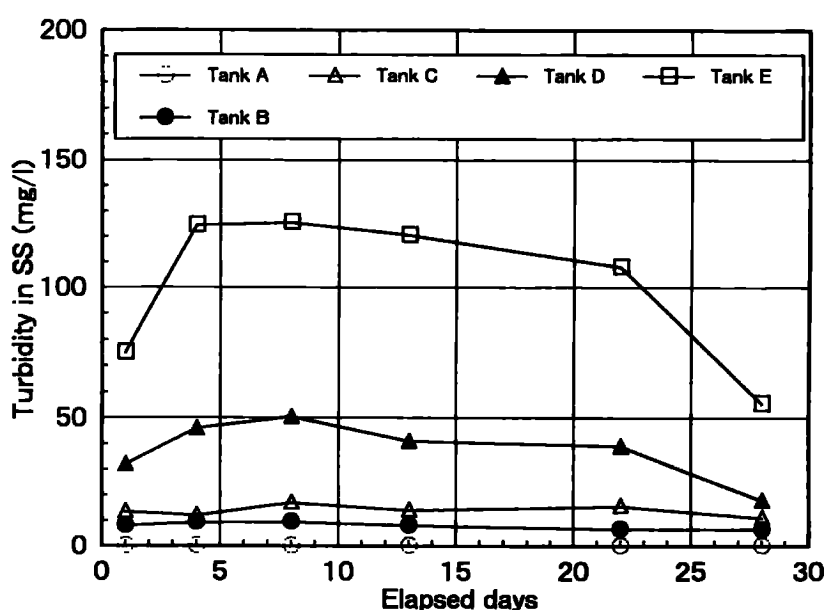


Fig. 3. Fluctuations of the turbidity during the rearing experiment of ayu in turbid water.

Table 2. Conditions* of rearing experiment of ayu in turbid water

Tank	SS		DO		pH	
	Range mg/l	Mean mg/l	Range %	Mean %	Range	Mean
A**	0.0-0.0	0	100-100	100	8.0-8.1	8.1
B	6.5-9.5	8	99-100	100	7.9-8.2	8.1
C	11.0-17.0	14	98-100	100	7.9-8.2	8.1
D	18.0-50.5	38	97-100	99	7.9-8.2	8.0
E	55.5-125.5	102	96-100	99	7.5-8.2	7.8

*: The water temperature ranged from 15.6 to 20.4 degrees Centigrade in all tanks during the experiment, and the mean was 17.8 degrees Centigrade. The conditions were measured seven times with three or five days interval.

** : Control.

Table 3. Results of rearing experiment of ayu in turbid water

Tank	Mean SS	Body weight*		Standard body length*		Coefficient of fatness*		Mortality
		Initial	Final	Initial	Final	Initial	Final	
	mg/ℓ	g	g	mm	mm			%
A	0	0.42±0.15 (30)	0.98±0.69 (27)	39.4±2.5 (30)	43.7±7.8 (27)	0.67±0.12 (30)	1.02±0.15 (27)	10
B	8	0.42±0.15 (30)	0.67±0.37 (20)	39.4±2.5 (30)	40.0±5.4 (20)	0.67±0.12 (30)	0.94±0.18 (20)	33**
C	14	0.42±0.15 (30)	0.61±0.28 (28)***	39.4±2.5 (30)	39.7±4.4 (28)***	0.67±0.12 (30)	0.91±0.17 (28)***	7**
D	38	0.42±0.15 (30)	0.66±0.36 (20)	39.4±2.5 (30)	40.9±5.3 (20)	0.67±0.12 (30)	0.87±0.19 (20)***	33**
E	102	0.42±0.15 (30)	0.70±0.25 (26)	39.4±2.5 (30)	41.9±4.5 (26)	0.67±0.12 (30)	0.90±0.13 (26)***	13**

* : Mean ± standard deviation. Parenthesized numbers represent the numbers of measurement.

Coefficient of fatness = ((body weight / g) / (standard body weight / mm)³) * 10⁻⁵.

** : NO significant difference with control was observed at p < 0.05 by χ^2 - test.

*** : Significant difference with control was observed at p < 0.05 by t - test.

飼育成績 飼育実験中の供試魚の斃死率と成長を Table 3 に示す。供試魚の斃死はA区(対照区)を含めてどの区でもみられた。特にB区とD区(それぞれ平均SSは8 mg/ℓと38 mg/ℓ)での斃死率は33%と高かった。しかし、 $p = 0.05$ で χ^2 検定したところ、何れもA区(斃死率10%)との間で有意な差は確認できず、SSの上昇に伴い斃死率が上昇する傾向も認められなかった。

一方、飼育実験終了時のB～D区の供試魚の体重、標準体長および肥満度の各平均値とA区の魚のそれらの平均値との差を $p = 0.05$ で検定すると、B区の魚では何れの項目にも有意な差は認められなかった。しかし、C区(平均SS 14 mg/ℓ)の魚では全ての項目が有意に低い値であった。よりSSが高かったD区とE区(それぞれ平均SSは38 mg/ℓと102 mg/ℓ)の魚では、体重と標準体長に有意な差は認められなかったものの、肥満度は有意に低い値であり、これらの区においても濁水曝露により供試魚の成長が阻害されていることがうかがわれた。

考 察

本実験では実験期間中のSSの平均値を8 mg/ℓから102 mg/ℓの範囲で4段階に設定した水槽中でアユ仔魚を30日間継続飼育した。そして、対照として清澄な水槽中で同様に飼育したアユ仔魚の斃死率と成長を比較した。その結果、飼育実験期間中にどの区においても供試魚の斃死がみられたが、対照区との間で有意な差はなく、SS上昇に伴い斃死率が上昇する傾向も認められなかった。したがって、本実験で設定した最高102 mg/ℓのSSの30日間曝露は、アユ仔魚の直接の致死原因とはならないと考えられる。本

実験と同様にニジマスも濁水で飼育した場合、濁度が200 mg/ℓでは9～10ヵ月内⁴⁾、553 mg/ℓでは28日以内⁵⁾には斃死はみられず、25日以内に半数が致死する濁度は4,250 mg/ℓであった⁵⁾ことが報告されている。これらの実験結果からも濁水の魚に対する亜急性致死作用は強くないといえる。

一方、本実験において成長の指標となる供試魚の体重、標準体長、肥満度には、SSが8 mg/ℓの区と対照区の魚の間で有意な差は認められなかった。しかし、SSが14 mg/ℓ以上の区では対照区の魚と比べて肥満度が有意に低い値であった。このことから、30日間の濁水曝露を行った場合、8 mg/ℓと14 mg/ℓとの間にアユ仔魚の成長を阻害する濁度の閾値が存在すると思われる。また、閾値を越えたSSと供試魚の成長の滞りの程度との間には明確な関連は認められず、今回の実験条件の範囲内では閾値を越えた濁りはアユの成長に対して一律に阻害作用を示したと考えられる。

本実験では仔魚段階のアユを供試したが、水産庁⁹⁾ではさらに発育が進んだ平均体重3.65～26.3 gの稚魚期～成魚期のアユを供試して、20～80 mg/ℓの濁水中で30～50日間の飼育実験を5ヶ年に渡って行っている。この報告では、実験によって変動はあるものの、多くの場合、成長や飼料効率は対照区(清水区)の魚に比べて濁度が20 mg/ℓ以上の区で劣ることが明らかにされている。また、これらの知見と索餌行動の観察結果から、濁水中では濁りにより正常な索餌行動が妨げられ、このため成長に影響が与えたとされている。さらに、この報告でも、実験条件の範囲内では濁りの程度と成長におよぼす影響の強弱とは明確な関連は見いだせなかったとされている。

以上の結果から、アユに対する比較的長期間にお

よぶ濁水曝露の影響（亜急性影響）は成長阻害という形で現れる。そして、今日までに確認された範囲では、仔魚期のアユ（ヒウオ）が最も影響を受けやすく、その成長阻害を引き起こす濁度の閾値は 8mg/l と 14mg/l の間に存在する。さらに濁度が上昇した場合でも成長阻害の程度は変わらないと結論できる。

3 濁水がアユの摂餌におよぼす影響

河川を遡上したアユは川底の砂礫表面に付着した藻類を食み成長する。このため、濁水が発生した河川ではその濁りが原因となったアユの摂餌の阻害が懸念される。そこで、数段階の濁度の水中でアユに付着藻類を摂餌させ、その摂食具合を観察して濁水がアユの摂餌におよぼす影響を検討した。

材料および方法

供試魚 水産試験場の養魚排水路を、9月上旬に琵琶湖から遡上したアユをプラスチック製のトラップで捕獲した。その後直ちに、それらの魚を円筒型パンライト製水槽（ $\phi 55\text{cm}$ 、水量 150l ）7槽に10尾ずつ収容し、地下水を連続注入して通気を行いながら3日間馴致した後、供試した。なお、この馴致期間のうち最初の2日間は養魚用配合飼料を与えたが、供試1日前からは給飼を行なわなかった。供試魚は標準体長 $74.4 \pm 0.6\text{mm}$ （平均値 \pm 標準誤差、次も同様）、体重 $4.29 \pm 0.2\text{g}$ であった。

供試濁水 市販の陶芸用粘土（青粉粘土）に適量の地下水を加えて十分攪拌したものを濁水原液とした。

供試藻類 水産試験場のホンモロコ飼育池の底に $10 \times 10\text{cm}$ の素焼きのタイルを8月上旬から約1ヵ月間設置し、その表面に珪藻類、緑藻類およびらん藻類を付着させて供試した。

摂食実験 実験に当たり、供試魚を収容した円筒形のパンライト水槽への注水を止め、通気は継続しながら濁水原液を7槽のうち6槽に添加した。他の1槽は濁水原液を添加せず対照とした。濁水原液の添加量は水槽の水の濁りが肉眼で確認できる最低の量およびその2倍、4倍、8倍、16倍、32倍量とした。濁水原液を添加して60分後

に藻類を付着させたタイルを各水槽の底面に2枚ずつ置いてアユに摂餌させた。その15分後には全タイルを取り上げ、各タイル表面の付着藻類の残存率を、摂餌させなかったタイルと目視で比較して求め、これを残餌率とした。各水槽の濁度はタイルを設置した時点で各水槽から適量の水を採集してJIS法でSSを測定して求めた。

結果および考察

実験中の水温、溶存酸素（飽和度）およびpHは各区とも差はなく、それぞれ 21.0°C 、 100% 、 8.4 でアユにとって適切な環境であった。

各水槽の濁度と残餌率との関係をFig. 4に示す。SSが 13mg/l 以下の区では2枚のタイルに付着した藻類はすべて摂食された。しかし、 25mg/l 区では2枚のタイルとも付着藻類の痕跡的な残存が認められた。このため、アユの摂餌阻害を引き起こす濁度の閾値は 13mg/l と 25mg/l との間に存在すると思われる。さらに、この値を越えてSSが増加すると、SSの対数値に比例して残餌率が上昇する傾向がみられた。SSが 347mg/l では摂餌がまったく行なわれなくなった。これらの結果から、天然水域においてもこの閾値を越えた濁水が発生すると、その濁度が高いほどアユの摂餌阻害が予想される。

また、前章ではアユ仔魚を配合飼料を与えて濁水中で30日間飼育し、 8mg/l と 14mg/l との間にアユの成長を阻害する濁度の閾値が存在することを認めた。

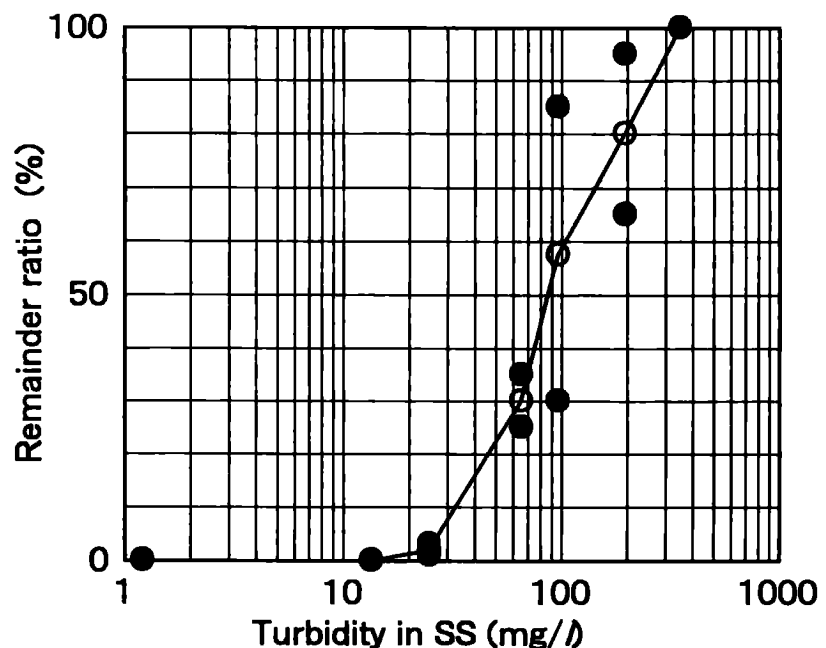


Fig. 4. Relationship between turbidity and remainder ratio of attached algae on ceramic tiles. Solid circles indicate measured values. Open circles show their means at each turbidity.

今回とは用いたアユの発育段階や餌の種類は異なるが、これら両実験で得られた濁水の摂餌阻害閾値(13~25mg/l)と成長阻害閾値(8~14mg/l)が近似した値であった。したがって、濁水中でのアユの成長阻害は、濁りによる摂餌阻害が原因となって引き起こされる可能性は高いと思われる。しかし、前章では成長阻害がみられる閾値を越えた濁水中では、濁りの程度によらず成長阻害は一律に起こると述べた。今回の摂餌実験では濁りが激しいほど残餌が多いという結果が得られており、この結果から考える限り成長は濁りが激しいほど阻害されると考えるのが妥当である。河川のアユ生産量におよぼす濁りの影響を論ずるうえで、濁りとアユの摂餌および成長との関係について、今後さらに検討が必要である。

一方、濁度が15mg/l以上の中水中では、アユの餌となる付着藻類(珪藻)の増殖が阻害される¹²⁾ことが認められている。この知見と上記の結果から、アユの高い生産性を維持するためには、天然水域、特に河川においては、長期間にわたってSSが10数mg/lを越えた状況が続くことは望ましくないといえよう。

4 濁水がアユの再生産におよぼす影響：濁りによる産卵行動阻害

アユの産卵が行なわれる河川に濁水が発生した場合、その濁りが原因となってアユの産卵行動が阻害

され、アユ資源の再生産に影響をおよぼすことが懸念される。そこでアユの産卵行動におよぼす濁水の影響を検討した。

材料および方法

供試魚 水産試験場の養魚排水路を6月中旬に琵琶湖から遡上したアユをプラスチック製のトラップで捕獲した。これを円筒型硬質塩化ビニール製水槽(容量1,000 l)に収容し、養鮎用配合飼料を与えて地下水を流しながら自然日長下で飼育した。約3ヶ月後には、この飼育群の中から腹部を軽く圧迫すると第1ステージの卵¹³⁾を出す排卵直後の雌と精液を出す雄が得られたため、これらをその当日供試した。

供試濁水 濁水原液は市販の陶芸用粘土に適量の地下水を加えて十分に攪拌して調製した。供試濁水はこの濁水原液と希釈水(濁水原液の調製に用いたものと同一水源の地下水)をFig. 5に示す装置を用いて常時混合して調製し、実験中は継続して各水槽(200 l容円筒型水槽)に注入した。それぞれの水槽への濁水原液の添加量は10、20、40および80ml/min、希釈水の注入量は540、530および470 ml/minであった。したがって、供試濁水の注入量はどの水槽へも550 ml/minであった。対照区へは濁水原液を添加せず、550 ml/minの割合で希釈水のみを注入した。実験中の濁度は実験開始時と終了時に供試濁水の一部

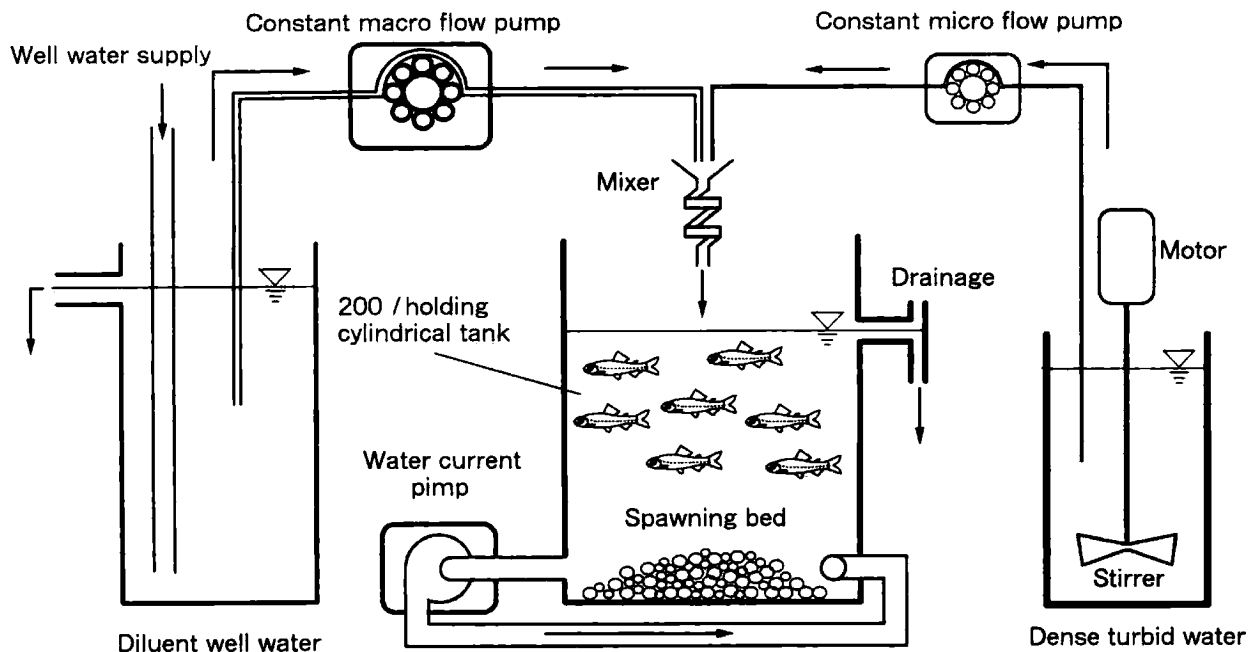


Fig. 5. Schematic diagram of the apparatus used for the spawning experiment of ayu in turbid water.

Water in the cylindrical tank was circulated by the water current pump. Stones ranging from 10 to 20 mm in diameters were put on the bottom of the tank as a spawning bed for ayu. Apparatuses of five sets were used. The dense turbid water was not injected into the control tank. Arrows indicate the flow directions.

を採取し、JIS法でSSを測定して求めた。

産卵実験 各水槽 (Fig. 5) の底に直径10~20mmの小石を厚さ10cm程度に敷設して産卵床とした。この中へ予め供試濁水または地下水 (対照区) を注入した。次にマグネットポンプを用いて、水槽壁に沿って回転運動をするように水流を発生させた。その後、午前11:30に各実験水槽へ供試魚を雌3尾、雄7尾ずつ収容し、自然日長の下、静かに保った。翌日の午前8:30に全魚を取り上げ、産卵床への卵の付着の有無を調べた。

結果および考察

実験中の水温は19.0~20.0°Cであった。

実験中の濁度と産卵の有無を Table 4 に示す。産卵は対照区 (SS 1~2 mg/l、平均 1 mg/l) と SS が 34~59 mg/l (平均 47 mg/l) の濁水中でみられた。しかし、SS が 95~156 mg/l (平均 125 mg/l) 以上の濁水中ではみられなかった。

各水槽に収容した雌はすべて排卵直後の親魚であり、また雄はすべて精液を出す成熟魚であった。このため、産卵床、水流あるいは水温等の条件が整えば、どの雌魚も産卵できる状態にあった。また、実際に対照区では産卵がみられた。したがって、今回の実験条件は濁水の有無を除けばアユの産卵には十分なものであり、平均 SS が 125 mg/l 以上の水槽で産卵がみられなかったのは、濁りにより産卵が阻害された結果であると考えられる。

各水槽中の濁度を知るため、実験開始時と終了時に SS を測定した。実験前には、本実験は供試濁水を常時調製して水槽へ連続注入するので、この2回の測定値は同じ水槽内ではほぼ一致するだろうと考えていた。しかし、実際には Table 4 に示したとおり、両測定値は大きくは離れないものの一致はしなかつ

た。このため、アユの産卵行動を阻害する濁度の閾値を知るうえで必要な、産卵が行なわれようとする時点での濁度を知ることはできなかった。そこで、アユの産卵時の濁度は、実験開始時と終了時の SS の平均値で近似することとする。この近似値で表すと、アユの産卵行動を阻害する濁度の閾値は、47 mg/l から 125 mg/l の間に存在する。

アユ卵の受精や発生におよぼす濁りの影響は既に検討されており⁹⁾、受精は濁度 300 mg/l でも正常に行われ、また、300 mg/l までの濁水はアユ卵の付着性にも著しい影響をおよぼさないことが明らかにされている。さらに、その実験で設定した最高 80 mg/l の濁水の水中でも、アユ卵の発生は順調に進むことが明らかにされている。このように、濁りはアユの産卵行動に比べ、アユ卵の受精や発生には影響をおよぼしにくい。したがって、アユの再生産を維持するうえでは、濁りによりアユの産卵を阻害しないことが重要である。本実験の結果から考えると、アユが産卵する河川の濁度は、その産卵を阻害させないという観点から 125 mg/l を越えるのは良くなく、47 mg/l 以下にとどめることが望ましいといえよう。

5 アユの濁水忌避閾値の推定と肥料混入水へのアユの反応：二者択一水路を用いた行動実験

春から初夏にかけて多くのアユが琵琶湖から河川へ遡上する。この時期に、琵琶湖の周辺では水田の代掻きが行われ、その代掻き時に発生する濁水による河川や琵琶湖沿岸の汚濁がしばしば観察されている。そして、その汚濁が原因となったアユの接岸阻害や河川遡上阻害が強く危惧されている。そこで、一方から清水、他方から濁水を流した二者択一水路を用いて、アユの濁水忌避について検討した。また、

Table 4. Results of spawning experiment of ayu* in turbid water

Tank	Turbidity in SS			Spawning
	Initial	Final	Mean	
	mg/l	mg/l	mg/l	
1	1	2	1	observed
2	34	59	47	observed
3	95	156	125	unobserved
4	222	188	205	unobserved
5	274	258	271	unobserved

* : Three mature females and seven mature males were introduced into each tank.

同水路を用いて、代掻き時に水田の元肥として散布され、水田からの排水とともに河川水への混入が予想される肥料を添加した水に対するアユの反応についても併せて検討した。

材料および方法

供試魚 水産試験場養魚排水路を5月上旬から同下旬にかけて琵琶湖から遡上したアユを実験当日にプラスチック製のトラップで捕獲した。これを地下水（JIS法でSSは不検出）を流した水槽中で数時間馴致したのち供試した。供試した約2,000尾のアユの標準体長は59～72mmの範囲にあった。

供試濁水 滋賀県愛知郡秦荘町の休耕田から採集した泥を風乾し、粉碎したのち200メッシュのふるいを通過させて得た泥粒子を地下水に添加して供試濁水を調製した。供試濁水の濁度は10、20、40、100、および200 mg/lであった（なお、本実験においては、濁度はJIS法のSSではなく、SSが不検出の地下水1 lに添加した上記泥粒子の乾重量で表す）。また、水田の代掻き時に元肥として散布される肥料「くみあい塩加磷安1号」（組成はTable 5のとおり）を地下水に溶かして肥料濃度が1 mg/lの液を調整した。さらに40 mg/lの濁水に同肥料を濃度が10 mg/lになるように添加して肥料添加濁水を調製した。以下、これらの濁水や肥料添加水を実験水という。対照水には上記の地下水のみを用いた。実験中の水温は実験水と対照水との間で差はなく、全実験を通じて18.8～19.6℃であった。

装置 本実験に用いた二者択一水路をFig. 6に示す。この装置は上流で二方に分岐した水路部分（G、H、I）とその水路へ水を注入する部分

（A、B、C、D）とからなる。貯水槽（A、左右に1槽ずつ設置）には実験水と対照水を貯めた。これらの水を揚水ポンプ（B）で水路の上方に設置した水頭調整槽（C、左右に1槽ずつ設置）に揚げた。余剰水はオーバーフロー（b）させて水頭を一定に保ち、両水路への注入水（C）の量とともに2,740 ml/minに定めた。左右の水路（H、G）と中央水路（I）の間には、電動式で遠隔操作により開閉可能なゲート（E、5 mm目の金網製）を設けた。左、右水路の上端下方には遡上したアユを回収するため、水槽（J）を1槽ずつ設置した。実験中は室内を常に暗く保ち、水路部分の正中線には20 W 蛍光灯を一本設置した。注水時の各水路内の流向と流速は、Fig. 7に示すフロートを通して測定した。また、各水路内の実験水と対照水の混合状態は、右水路（G）へ水溶性色素ポンプ（30 mg/l）を流し、水路内各点から数ml採水して同色素を540 nmの波長で比色定量して調べた。遡上実験 二者択一水路のゲート（Fig. 6、E）を閉めた状態で、右水路（G）へは実験水を、左水路

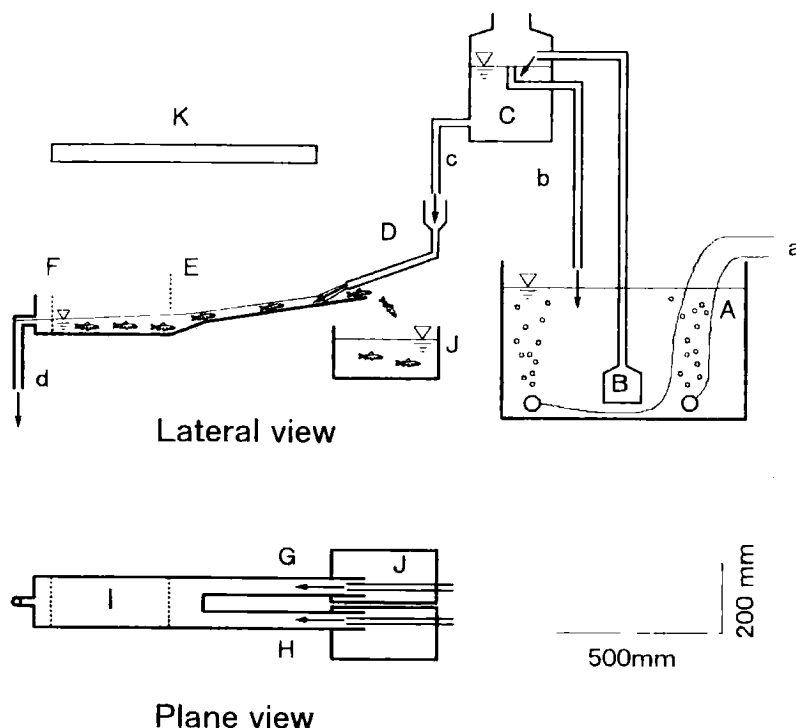


Fig. 6. Schematic diagram of alternative water channels.

A, water storage tank (500 l holding FRP tank); B, water lift pump; C, water head regulator; D, water injector; E, gate (5 mm meshes, electrically-driven with a remote operation.); F, rectifier; G, right channel; H, left channel, I, central channel; J, collection tank for swam up fish; K, fluorescent lamp (20 W); a, air supply; b, overflow; c, flooding; d, drain. A - D and J were set up in pairs, one hand was for the test water, and another for the control water. Arrows indicate flow directions. For description see the text.

Table 5. Constituents of the fertilizer* used in this study

Element	Content
	%
Ammoniac nitrogen	14.0
Soluble phoshate (Water - soluble One)	14.0 (11.5)
Water - soluble potassium	14.0

* "Kumiai Enkarin-an Ichigo" made by Central Glass Inc..

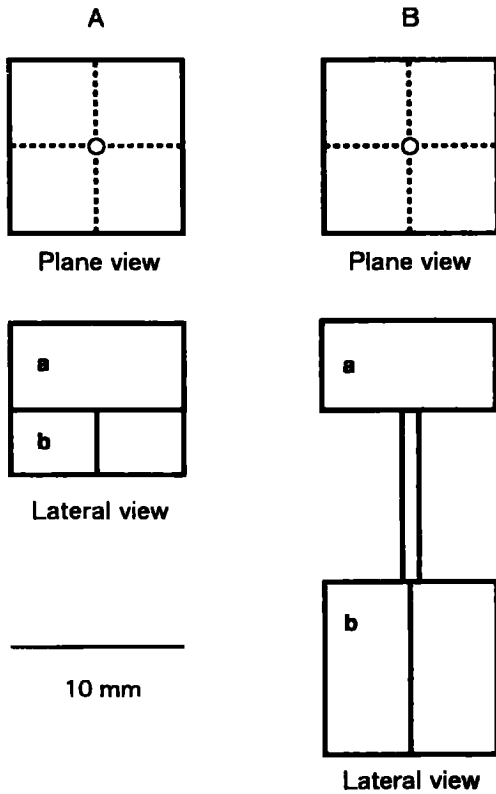


Fig. 7. Two kind of floats used to measure the direction and the velocity of water flows in the alternative water channels.
A, for the right or left channel ; B, for the central channel ; a, floating polystyrol ; b, plastic vane.

へは対照水を流した。対照実験では左、右水路へ対照水を流した。次に、中央水路（I）のゲートより下流側へアユを20尾収容し、10分間静置した。その後、遠隔操作で5分間ゲートを開け、アユを遡上させた。次に右、または左水路を遡上し、それら水路の上端下方に設けた水槽（J）へ落ち込んだアユの尾数を計数して、次式から右水路へのアユの遡上率を算出した。

$$\text{右水路へのアユの遡上率 (\%)} = \frac{\text{右水路を遡上した尾数 (尾)}}{\text{左右両水路を遡上した尾数 (尾)}} \times 100$$

なお、一度供試した魚は再度使用しなかった。

結果

水路内の水の動向 水路の水の流向と流速を Fig. 8 に示す。左、右両水路を流下した水の多くは、中央水路の側壁に沿ってそのままの方向へ流下した。しかし、中央水路の中心より上流側では、装置の正中線上に一部の流下水の反流が観察された。この反流が原因となって、Fig. 9 のポンソーRの分布が示すように、中央水路の中心よりも下流部分で左水路と右水路からの流下水の混合が認められた。しかし、それらの流下水は、中央水路の中心より上流側では不完全ではあるが分離しており、上端（左、右水路の出口）部分ではほぼ完全に分離していた。

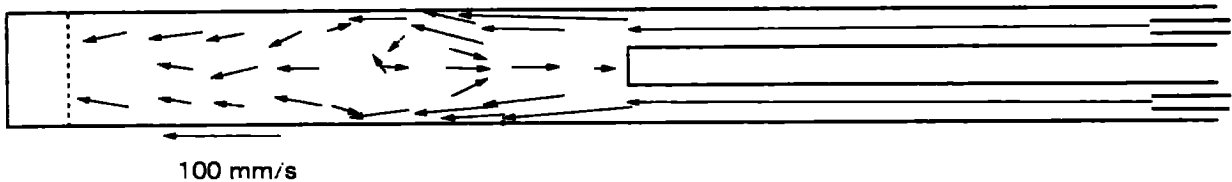


Fig. 8. Directions and velocities of flows in the alternative water channels.

Measurements were carried out with the state that the gate (see Fig. 6, E) was opened. Starting point of each arrow indicates a measure point. A direction and velocity of each stream are shown with a shape of vector by an arrow.

66	70	73	65	63	57	73	87	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
44	41	50	52	49	42	38	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	32	34	36	31	33	25	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

A

55	57	45	59	62	74	70	72	96	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
53	40	52	49	57	71	57	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
49	43	51	36	25	27	32	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

B

Fig. 9. The distribution of water soluble dye, Ponceau R, in the alternative water channels.

The dye solution that concentration has been indicated with " 100 " was run from a higher edge of the right channel. Each figure in every channel indicates relative concentration of the dye. A and B show a distribution of the dye solution of the case that the gate has been closed and has been opened respectively.

水路内のアユの動向 遡上実験時に中央水路に入れたアユは、ゲートを開けるとその水路の上端付近までゆっくりと遡上し、そこで一旦停止してから左水路または右水路を一気に遡上もしくは左右水路の出口付近でゆっくりと反転する行動が観察された。中央水路から左、右何れかの水路を一気に遡上するものはみられなかった。

プランクテスト 左、右両水路へ対照水を流した遡上実験を30回行った結果、Fig. 10 に示すとおり右水

路への遡上率のヒストグラムは、50.0%を級代表値とする階級の相対度数をピークとした正規分布を呈した。また、右水路への遡上率の平均値は50.1%、その標準偏差は8.62%であった。

両水路への遡上率 左水路へ対照水、右水路へ実験水（プランクテストにおいては対照水）を流した場合、中央水路に収容したアユはゲートを開けると右水路または左水路へ遡上を開始した。中央水路へ収容した20尾に対する両水路を遡上したアユの尾数の

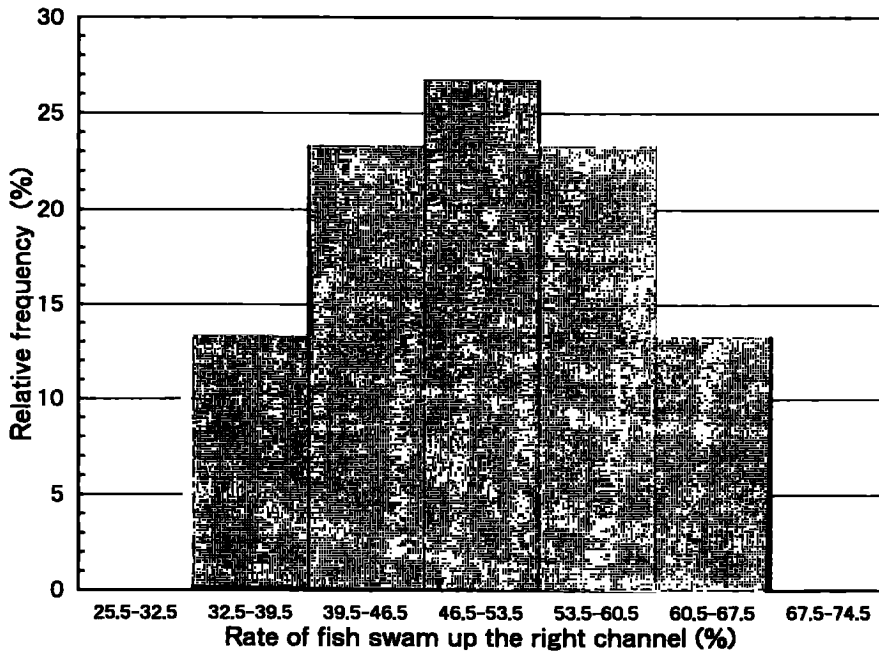


Fig. 10. Relative frequency distribution of rates of fish swam up the right channel at blank-tests.

Mean, 50.1 %, S.D,8.62 % ; N., 30.

Table 6. Rates of fish swam up both the right and left channels

Turbidity in the right channel	Additive to the right channel	Rate of fish swam up the both channels		
		Mean	±	S.D. (N)
mg/ℓ	mb/ℓ			%
0	—	71.0	± 13.1	(30)
10	—	63.0	± 22.1	(10)
20	—	65.5	± 11.9	(10)
40	—	63.5	± 18.9	(10)
100	—	58.0	± 16.7	(10)**
200	—	72.5	± 12.1	(10)
0	1.0*	69.0	± 16.5	(10)
40	1.0*	69.3	± 17.2	(7)

* Fertilizer shown in Table 5.

** Significantly lower than the control mean (p < 0.05, t-test)

百分率（全遡上率）を実験水毎に Table 6 に示す。プランクテストでは、全遡上率は71.0 ± 13.1%（平均±標準偏差）と高率であった。また、右水路へ実験水を流した場合でも、全遡上率の平均値は実験水の濁度の上昇や肥料の添加に伴い低下する傾向を示さず、1例を除いてプランクテストとの間で有意な差は認められなかった（検定、p < 0.05）。有意に遡上率が低かったのは濁度100 mg/ℓの濁水を流した場合であったが、その場合でも全遡上率の平均値は58.0%で過半数の供試魚が遡上していた。

濁水側への遡上率 実験水として濁水を流した場合の濁度とその濁水側への供試魚の遡上率との関係を Fig. 11 に示す。これらの間には、濁度の対数値に比例して濁水側への供試魚の遡上率が低下する傾向が認められた。ここで濁度を X mg/ℓ、濁水側への供試魚の遡上率の平均値を Y% とおくと、
N = 5, r = -0.9890 で

$$Y = 66.92 - 18.03 \log X \quad \text{.....①}$$

という回帰式が算出された。また、各濁度毎にその濁水側（右水路）への遡上率の平均値とプランクテストにおける右水路への遡上率の平均値の差を p = 0.05 で t 検定したところ、40mg/ℓ以上の濁度で濁水側への遡上率に有意な低下が認められた。しかし、10mg/ℓ

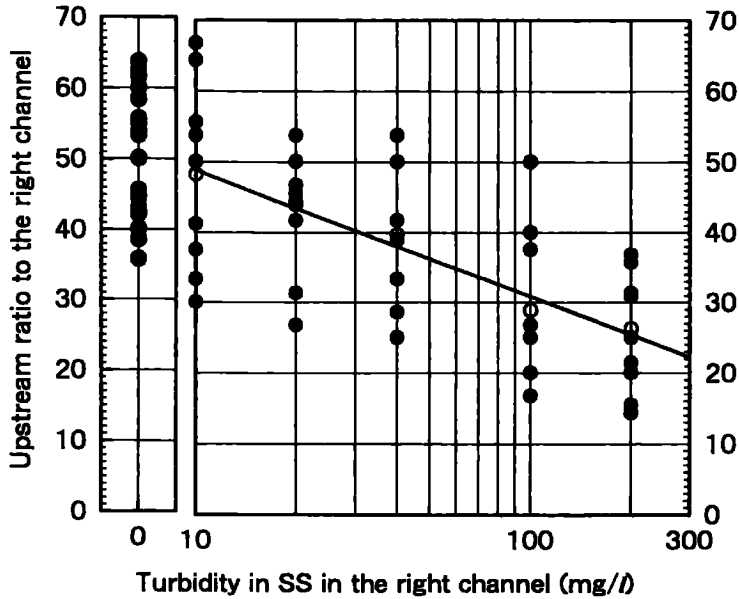


Fig. 11. Relationship between turbidity in the right channel and rate of fish swam up that channel.

Solid circles indicate measured values, and open circles show their means at each turbidity. The mean rate (Y %) is related to the turbidity (X mg/ l) as follows: $Y = 66.92 - 18.03 \log X$, $r = -0.9890$.

と20mg/lの濁水を流した場合は有意な低下は認められなかった。したがって、この実験における供試魚の濁水忌避閾値は、濁度20mg/lと40mg/lとの間に存在することになる。

次に、その閾値を推定する。濁水を流したときの濁水側（右水路）への供試魚の遡上率とプランクテストにおける右水路への供試魚の遡上率の分散は均一でないとはいえない(パートレット検定, $p = 0.6769$)。したがって、忌避閾値の濁水を流したときの濁水側（右水路）への供試魚の遡上率とプランクテストにおける右水路への供試魚の遡上率も等分散であると仮定できる。そこで、忌避閾値の濁水を流したときの測定回数を n_t 、標本不偏分散を S_t^2 、プランクテ

ストにおける測定回数を n_b 、標本不偏分散を S_b^2 とおくと、 $p = 0.05$ では次式が成り立つ。なお、 S_t^2 は $p = 0.05$ で S_b^2 と有意差のない最大値である。

$$F \frac{n_t-1}{n_b-1} (0.05/2) = S_t^2 / S_b^2 \dots\dots\dots ②$$

ここで、 $n_t = 10$ 、 $n_b = 30$ 、 $S_b^2 = 8.62$ であるので、式②から $S_t^2 = 13.87$ が求まる。次に忌避閾値の濁水を流したときの濁水側への供試魚の遡上率の標本平均値を \bar{X}_t 、プランクテストにおける右水路への供試魚の遡上率の標本平均値を \bar{X}_b とおくと、有意水準 $p = 0.05$ では次式が成り立つ。

$$t_{n_b+n_t-2} (0.05) = \frac{\bar{X}_b - \bar{X}_t}{\sqrt{\frac{(n_b-1)S_b^2 + (n_t-1)S_t^2}{n_b+n_t-2} \left(\frac{1}{n_b} + \frac{1}{n_t} \right)}} \dots\dots\dots ③$$

ここで、 $n_t = 10$ 、 $n_b = 30$ 、 $S_b^2 = 8.62$ 、 $S_t^2 = 13.87$ 、 $\bar{X}_b = 50.06$ であるので、式③から $\bar{X}_t = 42.61$ が求まる。したがって、濁水側への供試魚の遡上率が少なくとも42.61%よりも低下するとアユがその濁水を有意に忌避したと判断できる。さらに、この数値を式①のYに代入してX、すなわち、アユの濁水忌避閾値濁度を求めると $22.39 \text{ mg/l} \approx 22 \text{ mg/l}$ となる。
右水路へ肥料を流した場合の遡上率 肥料「くみあい塩加礬安1号」を添加して調製した実験水を用いた遡上実験の結果を Table 7 に示す。プランクテストにおける右水路への供試魚の遡上率 $50.1 \pm 8.6\%$ (平均±標準偏差、以下同様)と比較すると、右水路へ1mg/lの肥料添加水を流した場合には、その水

Table. 7. Rates of fish swam up the right channel where turbid water and/or fertilizer-solution was run

Experiment	Turbidity in the right channel mg/ l	Concentration of fertilizer in the right channel mg/ l	Rate of fish swam up the right channel			
			Mean	±	S.D.	(N)
A	0	0	50.1	±	8.6	(30)
B	0	1	38.5	±	12.0	(10)*
C	40	0	39.6	±	11.2	(10)*
D	40	10	14.2	±	6.9	(7)****

* Significantly lower than the mean in Ex. A ($p < 0.01$, t -test).
 ** Significantly lower than the mean in Ex. A ($p < 0.001$, t -test)
 *** Significantly lower than the mean in Ex. C ($p < 0.001$, t -test).

路への遡上率は $38.5 \pm 12.0\%$ と有意に低下し (t 検定、以下同検定による、 $p < 0.01$)、同肥料に対するアユの忌避が認められた。また、右水路へ $40\text{mg}/\ell$ の濁水のみを流した場合にも、その水路への供試魚の遡上率は $39.6 \pm 11.2\%$ となりブランクテストに比べて有意に低下 ($p < 0.01$) したが、この濁水にさらに $10\text{mg}/\ell$ の同肥料を添加した場合には、その遡上率は $14.2 \pm 6.9\%$ にまで落ち込み、アユの実験水に対する一層強い忌避が認められた ($p < 0.001$)。

考 察

装置と実験方法の検討 本実験では、二本の水路(左水路、右水路)が下流で一本の水路(中央水路)に合流する Y 型の水路からなる装置 (Fig. 6) を用いて、左水路から対照水、右水路から濁水等の実験水を流した場合、中央水路へ収容したアユが左右何れの水路を選択して遡上するかを調べ、全遡上尾数に対する右水路への遡上尾数の割合を算出することにより、アユがその実験水を忌避する程度を検討した。

このような装置を用いた忌避行動実験では、供試魚が左右の水路の水を認識したうえで、何れかの選択できるように、中央水路では両水路からの流入水が分離している必要がある。そこで、フロートや水溶性の色素を流して水路内の水の動向を調べたところ、中央水路の中心部を起点にして発生した反流 (Fig. 8) のため、中央水路の下流部では左、右水路からの流入水の混合が観察された (Fig. 9)。しかし、中央水路の上流部ほどそれら流入水が分離し、左、右両水路の出口部分ではそれら水路からの流入水はほぼ完全に分離していた (Fig. 9)。また、実際に遡上実験を行ったところ、中央水路に収容した供試魚は一気に左、右水路を遡上することはなく、両水路の出口付近で一旦停止し、何れかの水路を選択する行動をとった。このため、本装置を用いた遡上実験では、供試魚は何れかの水路の水を選択したうえで遡上行動をとったものと思われる。

また、このような装置では左、右両水路へ同じ水を流した場合、供試魚は何れの水路へも同じ確率で遡上しなければならない。そこで、両水路へ対照水(地下水)を流したブランクテストを30回行ったところ、右水路への遡上率の平均値は 50.1% であった。また、そのヒストグラムは 50.0% を級代表値とする階級の相対度数をピークとした正規分布を呈した。このため、本装置では左、右、両水路へ同じ水を流した場合には、供試魚は両水路とも同じ確率で遡上すると判断でき、常に一方の水路(本実験では右水路)へ固定した実験水注入は妥当であったといえる。

さらに、遡上実験を行うに当たり、実験水の濁度の上昇等に伴い左、右両水路への全遡上尾数が極端に減少するのであれば、全遡上尾数に対する実験水側への遡上尾数の割合を調べた本実験の評価方法では、供試魚の実験水の忌避に関して十分な判断が下せない。しかし、Table 6 に示したとおり、1例を除いて何れの条件の遡上実験においても全遡上率の平均値はブランクテストの 71.0% と差がなく、高い値であった。また、有意な差が認められた濁度 $100\text{mg}/\ell$ の濁水を流した実験でも、その値は 58.0% で極端に低い値ではなかった。このため、本実験の条件範囲では実験水の忌避の程度を論じるうえで何れの実験においても十分な尾数の供試魚の遡上があったと考えられる。

以上の結果から、本実験で用いた装置と方法はアユの実験水の忌避を検討するうえで適切であったと判断される。

濁水の忌避 濁水に対するアユの忌避行動について検討したのとして小山・桜井⁶⁾と本田⁷⁾の研究がある。小山らは $50, 245, 750\text{mg}/\ell$ の濁水のひとつと清水とを同一の実験水路に流して、アユはどちらの水の注入口付近にとどまるかを確認し、アユは何れの濁水も忌避し清水を嗜好することを明らかにしている。また、本田は上流で二方に分岐した Y 型の二者択一水路の一方に粘土、ケイソウ土またはカオリンで調製した数 mg/ℓ ~ 数 $10\text{mg}/\ell$ の濁水を流し、他方に清水を流して $15\text{mg}/\ell$ を越えるとアユはいずれの濁水も忌避し、濁水側への遡上率が低下することを明らかにしている。本研究では、本田が用いたものと類似した二者択一水路を用いた遡上行動実験により、アユが濁水を忌避する濁度の閾値は $22\text{mg}/\ell$ であることを推定した。この結果は先の二報の結果とほぼ一致するものであり、実験条件によらず選択行動実験によるアユの濁水の忌避閾値の濁度は $20\text{mg}/\ell$ 前後に存在することは確かである。また、本実験では、この閾値を越えた濁水を一方の水路から流すと、濁度の対数値に比例して濁水側への供試魚の遡上率が低下する傾向が認められ (Fig. 11)、濁度の対数値に比例してアユの濁水忌避の程度が強まることがうかがわれた。したがって、天然水域においても少なくとも上流で二方に分岐し、一方から濁水、他方から清水が流下するような形態の河川では、濁度が $22\text{mg}/\ell$ を越える水が流下するとアユは濁水側を忌避し、さらに濁度が上昇すると清水側を選択的に遡上する傾向が強まるものと思われる。また、天然水域ではこの閾値を越えた濁度の水塊をアユは忌避するとも考えられ、清水域の中にそのような濁水塊が存在した場合、その濁水塊中へのアユの侵入尾数は減少す

ると思われる。さらに、この濁度の閾値を越えた濁水がひとつの河川から琵琶湖へ注いだ場合にも、その濁水がアユの河川遡上に対して何らの障害となり、場合によっては濁度の上昇に伴い大きな遡上阻害につながることも十分予想される。この検討については次章で行う。

肥料添加水の忌避 水田の代掻き時に散布される肥料「くみあい塩加磷安1号」を1mg/lの濃度で添加した水に対してもアユの強い忌避が認められた。また、濁水にこの肥料を添加すると、濁水のみを供試した場合よりも一層強い忌避が確認された（Table 7）。この肥料は代掻き時に水田100m²当たり2kgが散布される。その時の水深を5cmと想定すると、散布された肥料がその水に全て溶解した場合には水中の肥料濃度は400mg/lとなる。この水が水田の耕耘に伴い多量の懸濁泥を含むようになる。そして、その水が河川へと漏洩した場合には希釈により肥料濃度や濁度は低下するものの、その河川を遡上しようとするアユがこの水を忌避することが十分予想される。

以上の結果から、アユが遡上する水系へはアユの忌避行動を誘発させないために、濁度が22mg/lを越えた濁水を発生させないようにすることが望ましいといえる。特に、濁水塊がアユの接岸や河川への侵入の障害とならないように、本来アユが遡上する河川の河口部や琵琶湖沿岸等、アユが通過する水域では濁度を22mg/l未満に保つことが望ましい。また、肥料を含んだ濁水に対してはアユの一層強い忌避行動が誘発されるため、水田へは必要以上の肥料の散布はひかえ、

水田からの漏洩の防止に努めることも重要である。

6 河川の濁りがアユの河川遡上におよぼす影響：琵琶湖への濁水流入河川モデルを用いた行動実験

二者択一水路を用いた行動実験によりアユは濁度が22mg/l以上の濁水を忌避することは前章で述べた。本章では、琵琶湖への流入河川のモデルへ濁水を流し、琵琶湖から河川へのアユの遡上をシミュレートしてアユの河川遡上におよぼす濁水の影響を検討した。

材料および方法

供試魚 水産試験場養魚排水路を5月1日から6月6日の間に琵琶湖から遡上してきたアユを実験当日の13:15から13:45にかけてプラスチック製のトラップで捕獲した。その後、これらを実験に用いた地下水（JIS法でSSは不検出）中で15分間馴致したうえで供試した。供試魚の標準体長は53.3~89.2mmであった。

供試濁水 滋賀県愛知郡秦荘町の休耕田から採集した泥を風乾した後、粉碎した。この乾燥泥4kgに地下水を加えて10lに定容した。これを十分攪拌した後、200メッシュのふるいを通過させて得た濁水を供試濁水の原液とした。本実験ではすべてこのロットの濁水原液を後述する装置を用いて地下水で希釈して使用した。
装置 本実験で用いた琵琶湖・流入河川モデルの略図をFig.12に示す。この装置は琵琶湖・流入河川のモ

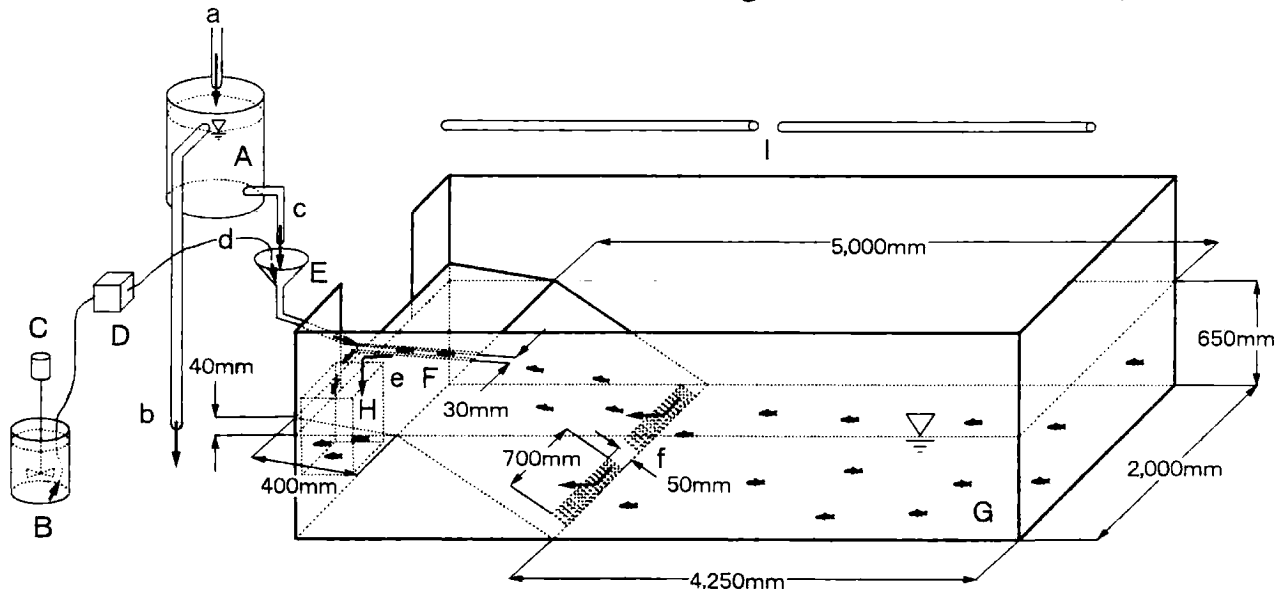


Fig. 12. Schematic diagram of Lake Biwa - inflow river model.

A, water head regulator ; B, dense turbid ; C, motor with a stirrer ; D, constant micro flow pump ; E, mixer ; F, model of an inflow river ; G, model of Lake Biwa ; H, collection tank of swam up fish ; I, fluorescent lamps (40 W together) ; a, well supply ; b, overflow ; c, well water injection ; d, dense turbid water supply ; e, drain ; f, drainage mouths with strainer. Big arrows indicate the flow directions. For description see the text.

デル (F、G) とその流入河川モデルへ注水する部分 (A~E) とからなる。この注水部分のうち、水頭調節槽 (A) には希釈水として十分な量の地下水を常時注入 (a) した。余剰水はオーバーフロー (b) させて水頭を常に一定に保った。このため、混合器 (E) への希釈水の注入水量 (c) は 11,400 l/min でどの実験においても常に一定であった。また、濁水原液 (B) は、流量変更が可能な微流量定量ポンプ (D) で混合器へ実験毎に任意の量注入した。このようにして、希釈水と濁水原液を常時混合しながら、実験毎に濃度の異なる濁水を河川モデルへ常に同量注入した。なお、この微流量定量ポンプの流量 (d) は最大でも 10 数 ml/min で、希釈水量 (c) に比べると極少であり、この流量 (d) の変更に伴う河川モデルへの注入水量の変化は無視できる。琵琶湖モデルの底部付近には、供試魚の迷入を防ぐため 4mm 目のストレイナーを付けた排水口を 2カ所設けた (f)。この排水口は、流入河川モデルから流入する濁水を可能な限り排水して琵琶湖モデル中の貯留水の汚濁を防ぐために、流入河川モデルの河口部分の直下に設けた。注水に伴う琵琶湖モデル中の増水分は、この排水口を介して系外へ排出した (e)。流入河川モデルを遡上した供試魚を回収するため、流入河川モデルの上流端下方には集魚槽 (H) を設けた。また、この琵琶湖・流入河川モデルは屋外に設置したため、天候や野鳥の飛翔等が供試魚の遡上行動に影響を与えることが心配された。そこでモデル全体を遮光板で覆った。そして常に光条件を一定にするためにモデルの長軸方向の正中線上には水面上 1.5 m の位置に 2 本の 40W の蛍光灯を連結して設置した (I)。

遡上実験 アユの河川遡上にはその生体リズム(日周リズム)が関与すると思われるため、本遡上実験は 5 月 1 日から 6 月 6 日の間に、全て同時間帯に行なった。すなわち、1 日に 1 回、14:00 から 16:00 にのべ 13 回、次のとおり行った。まず、琵琶湖モデルを地下水で満たし、速やかに 100 尾の供試魚を琵琶湖モデル中に放流した。その直後の 14:00 から流入河川モデルに注水を開始して供試魚を遡上させた。遡上実験を開始して 2 時間後 (16:00) には通水を停止

し、流入河川モデルを遡上して集魚槽 (Fig. 12,H) に集まった供試魚の尾数を計数し、次式から遡上率を算出した。

$$\text{遡上率 (\%)} = \frac{\text{遡上して集魚槽に集まった尾数 (尾)}}{100 \text{ (尾)}} \times 100$$

実験開始時には、流入河川モデルおよび琵琶湖モデル中の濁度 (JIS 法による SS) と水温を測定した。

結果

SS は流入モデル中では実験により異なり、0 mg/l (ブランクテスト) から 108.2 mg/l の範囲に設定されていた。また、琵琶湖モデル中ではどの実験においても SS は 0.1 mg/l 以下であった。水温は両モデル間で差はなく、全実験を通して 18.9 °C から 20.5 °C の範囲にあった。

流入河川モデルに流した水の濁度とその河川モデルへの供試魚の遡上率との関係を Fig.13 に示す。ブランクテストとして流入河川モデルへ地下水 (SS は不検出) を一連の実験の開始日 (5 月 1 日) と終了日 (6 月 6 日) に流したところ、それぞれの遡上率は 32% と 33% で差はみられなかった。また、流した水の SS が 24.6 mg/l 以下の場合は遡上率は、ブランクテストのそれと差はなく、ブランクテストを含めて 4 回行なった試行の遡上率の平均値 (Y%) を求めると

$$Y = 32.75 \quad \text{.....①}$$

となった。しかし、SS が 30.0 mg/l を越えると SS の対数値に反比例して遡上率が低下し、流入河川モ

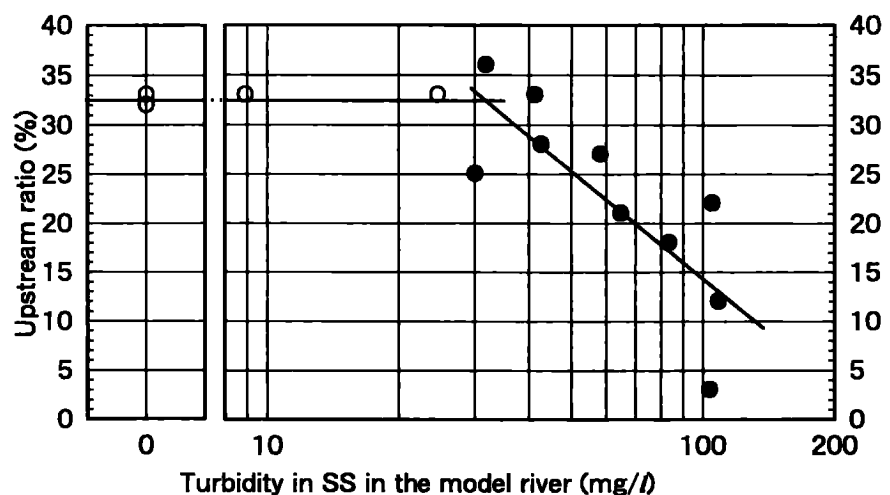


Fig. 13. Relationship between turbidity in the model river and rate of fish swam up that river.

The slant line indicates the regression line of solid circles. This line is shown as follows : $Y = 87.27 - 36.42 \log X, r = 0.8004$.

デルのSS ($X \text{ mg/l}$) とその河川モデルへの遡上率 ($Y\%$) との間には $N=10$, $r = -0.8004$ で次の回帰式が認められた。

$$Y = 87.27 - 36.42 \log X \quad \dots\dots\dots ②$$

ここで、式①を式②に代入して二式の交点、すなわち遡上率の低下閾値を求めると $X = 31.4 \text{ mg/l} \approx 31 \text{ mg/l}$ となった。

考 察

この一連の実験は5月1日から6月6日までの37日間という比較的長期間に渡って行った。このため、実験期間中にアユの遡上性が日数の経過に伴って変化する可能性があった。そこで、実験開始日と終了日にプランクトンテストを行ったところ、それぞれの遡上率は32%と33%で、差はみられなかった。したがって、同じ実験条件ではこの実験期間中は供試魚の遡上が一様に行われ、濁水を流したときに遡上率がプランクトンテストのそれよりも低下した場合、これは供試魚が濁水を忌避したためだと判断した。

本田⁷⁾はコンクリート製のU字溝に濁水を流し、下流に置いたアユの遡上状況を観察して、濁度が30~50 mg/l 以上の濁水を流した場合に、アユの遡上行動に影響がでることを明らかにしている。また、本田⁷⁾はY型水路の上流側の2本の水路へ濁水を注入して水路全体を濁らせ、下流に置いたサケ科魚類の遡上数を調査して、イワナ、*Salvelinus pluvius* では30 mg/l、ニジマス、*Salmo gairdneri* では50 mg/l、アマゴ、*Onchorhynchus masou macrostomus* では、30 mg/l 前後からそれぞれの遡上率の低下を認め、これ以上の濁りは遡上率に影響を及ぼすと考えている。本実験では、流入河川モデルの濁度とそのモデルへの遡上率との間には31 mg/l の濁度を閾値としたアユの遡上率の低下が認められた (Fig.13)。本田が行ったアユやサケ科魚類を対象とした実験は、濁水を流した水路中での魚の遡上行動を観察したものであり、清澄な琵琶湖モデル中から濁水流下河川モデルへのアユの遡上率を調べた本実験とは実験設定が異なるが、何れの実験においても30~50 mg/l の濁水の流下で魚の河川遡上に影響がでるといふ点で結果がよく一致する。

前章では、アユが濁水を忌避する濁度の閾値を22 mg/l と推定した。これは今回の実験で得られたアユの河川遡上を阻害する濁度の閾値である31 mg/l よりも若干

低い値である。このため、アユが濁水を忌避しても必ずしもそれがアユの河川遡上阻害にはつながらず、むしろ、実際に河川遡上阻害を引き起こすのは忌避閾値の濁度よりも若干高い濁度からであるといえよう。しかし、前章でも述べたように、本来アユの遡上がみられる河川の河口部や同河川が流入する琵琶湖沿岸に忌避閾値を越えた濁度の濁水が発生した場合には、アユがその濁水塊を回避し、アユの同河川への侵入数の減少を引き起こすことは十分予想される。

また、今回の実験では、流入河川モデル流下水のSSが24.6 mg/l までは供試魚の遡上率の低下は起こらなかった。しかし、31 mg/l を遡上率低下を引き起こす濁水の推定閾値として、それ以上のSSではその対数値に比例して供試魚の遡上率が低下した (Fig.13)。そこで、この遡上率の低下が起きない条件で測定した遡上率の平均値32.75% ($N=4$) を相対遡上率100%として表すこととし、上記の式②から河川水中の濁度毎の相対遡上率を求めた。その関係をFig.14に示す。この図から、河川水中のSSが約88 mg/l で遡上率が半減し、約250 mg/l で遡上が起こらなくなることが読み取れる。

以上の結果から、琵琶湖が清澄な状態にあった場合、流入河川へのアユの遡上を阻害させないためには、その河川水の濁度は31 mg/l 以下にとどめることが望ましく、それを越えた濁水が流下すると、その濁りの上昇に伴いアユの遡上数が減少するといえよう。

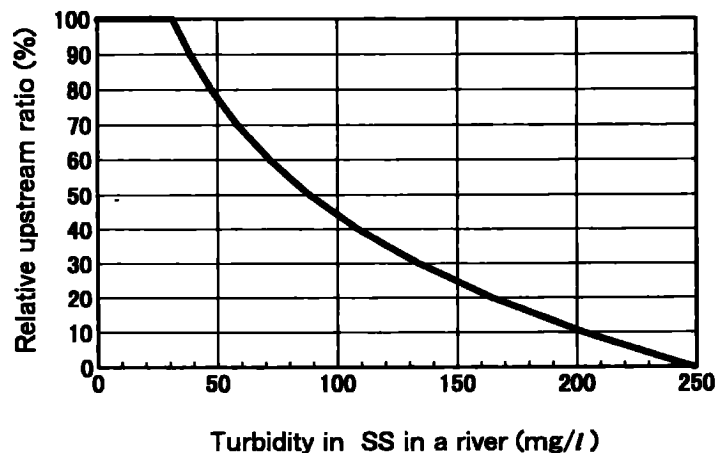


Fig. 14. Change of relative upstream ratio of ayu accompanied with a rise of turbidity of a river. Upstream ratio, in case that turbidity in Fig. 13 is under 24.6 mg/l is indicated as a relative upstream ratio 100% in this figure.

7 琵琶湖の濁りがアユの河川遡上におよぼす影響：濁った琵琶湖への清水流入河川モデルを用いた行動実験

アユの河川遡上が盛んな春季の琵琶湖では、農業排水等に起因する濁水の流入とその濁水の沿岸帯に沿った拡散により琵琶湖沿岸一帯が激しく汚濁することがしばしば観察されている。そこで、沿岸帯の汚濁がアユの河川遡上に及ぼす影響を明らかにするため、前章と同じモデルを用いて、濁水を満たした琵琶湖モデルにアユを収容し、清水を流した流入河川モデルへのそのアユの遡上状況について調査した。

材料および方法

供試魚 前章で述べた方法でアユを捕獲し、馴致した後供試した。なお、供試魚の捕獲日（実験実施日）は6月9日から6月18日であった。供試魚の標準体長は51.7～94.1 mmの範囲にあった。

濁水原液 前章で述べたものと同じ濁水原液を用いた。

装置 本実験でも前章で述べた実験に用いたものと同じ琵琶湖・流入河川モデル（Fig.12）を使用した。しかし、流入河川モデルへは濁水原液は注入せず、清水（地下水）を満たした琵琶湖モデルの中へ、500～2,000 mlの濁水原液を添加して十分に攪拌し、汚濁した琵琶湖をシミュレートした。

遡上実験 本実験は6月9日から6月18日の間に、前章で述べた遡上実験と同様の方法とスケジュールで行い、遡上率を求めた。なお、琵琶湖モデルへの濁水原液の添加は14：00直前に行った。プランクテストでは琵琶湖モデル中へ濁水原液は添加しなかった。また、濁りと水温も前章で述べた方法で測定した。

結果および考察

琵琶湖モデル中のSSは実験により異なり、一連の実験を通じて0 mg/l（プランクテスト）から38.6 mg/lの範囲にあった。また、流入河川モデル中ではどの実験においてもSSは0.1 mg/l以下であった。水温は両モデル中で全実験を通して19.7℃から20.7℃の範囲にあり、流入河川モデルと琵琶湖モデルの間で差はなかった。

琵琶湖モデル中の水の濁度と

流入河川モデルへの供試魚の遡上率との関係をFig.15に示す。琵琶湖モデルへ濁水を添加した場合の遡上率と2回のプランクテストにおける何れの遡上率との間にも、有意差は認められなかった（ χ^2 検定、 $p < 0.05$ ）。また、琵琶湖モデル中のSSの変化に伴った遡上率の規則的な変化も認められなかった。したがって、清澄な水が流下する河川の河口周辺に濁度が9.0～38.6 mg/lの濁水が発生した場合、その濁りがその汚濁水域内にいるアユの河川遡上の阻害や促進の要因とはならないと考えられる。しかし、第5章で述べたように、アユは濁度が22 mg/lを越えた濁水を忌避するため、河口周辺がこの閾値を越えて汚濁した場合、新たに周辺からその汚濁域を通過して河川遡上を行うアユの数は減少することは懸念される。

8 濁水がニゴロブナとホンモロコにおよぼす急性影響

濁水は数10～数100 mg/lという高濃度であっても、1～2日という短期間の曝露であれば、アユに対しては致命的な影響を及ぼさないことはすでに述べた。本章ではニゴロブナ、*Carassius auratus grandoclis*とホンモロコ、*Gnathopogon caerulescens*の稚魚の生存におよぼす濁水の急性影響について検討する。

材料および方法

供試魚 水産試験場で生産したニゴロブナとホンモロコ（共に生後8ヶ月の稚魚）を供試した。このニゴロブナは標準体長39.62 ± 2.05 mm（平均値 ± 標準誤差、以下同様）、体重1.85 ± 0.35 g、ホンモロコ

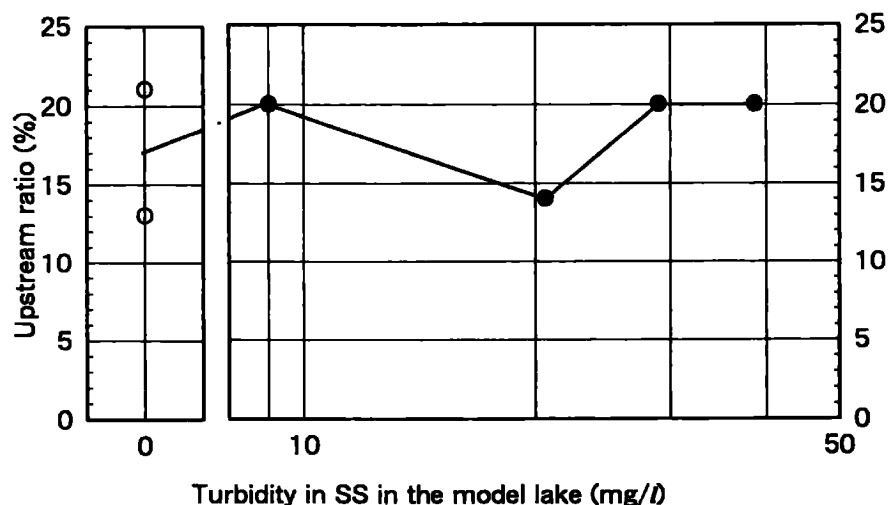


Fig. 15. Relationship between turbidity in the model lake and rate of fish swam up the model river.

濁水が魚類へおよびす影響

は標準体長 47.01 ± 1.76 mm、体重 1.58 ± 0.23 g であった。なお、何れの供試魚も供試前24時間以降は給餌を行わなかった。

供試濁水 市販の陶芸用粘土（青粉粘土）を地下水に添加して供試濁水とした。設定した濁水の濃度は、対照区を除いて4段階とした。対照区には地下水のみを用いた。実験中の濁水濃度は実験開始時と24時間ごとにJIS法でSSを測定して求めた。

方法 Fig.16に示すアルテミア孵化槽(容量150ℓ)4槽にそれぞれ濃度が異なる供試濁水を100ℓずつ注入した。また、別の1槽には対照として地下水を100ℓ注入した。ヒーターのスイッチを入れ水温が一定になったのち、それぞれの水槽に供試魚（ニゴロブ

ナ11尾、ホンモロコ11尾ずつ）を収容し、24時間後および48時間の斃死数を計数した。斃死は鰓蓋運動が完全に停止していることにより判定した。実験中は常時水中へ通気を行った。換水は行なわなかった。

結果

実験中の水質、水温および供試魚の斃死率を Table 8に示す。SSは水槽毎に異なるように設定されていたが、同じ水槽でも測定毎に変動がみられた。そこで、各水槽の濁水の濃度を代表させるため、実験開始時と24時間後のSSの測定値を平均して24時間平均値、実験開始時、24時間後および48時間後の測定値

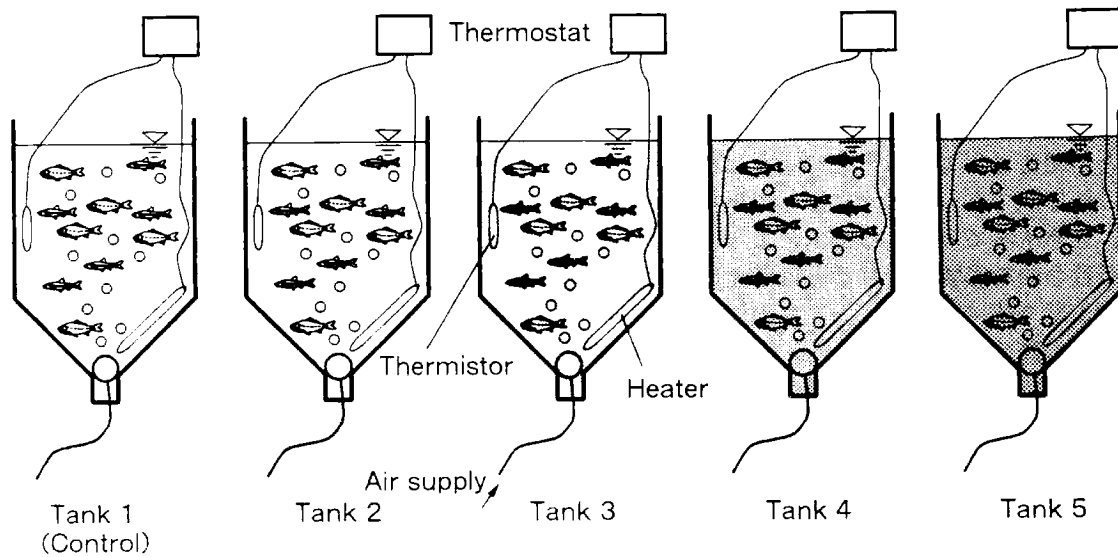


Fig. 16. Schematic diagram of tanks used for the turbid water exposure experiment to nigorobuna and hommoroko.

In each tank, nigorobuna and hommoroko were accommodated by eleven each and water as a degree of turbidity differs was poured into by one hundred liters each.

Table 8. Results* of the turbid water exposure experiment to nigorobuna and hommoroko

No.	SS					pH			Mortality of nigorobuna** Mortality of hommoroko**			
	Initial	After 24h	After 48h	Mean within 24h	Mean within 48h	Initial	After 24h	After 48h	After 24h	After 48h	After 24h	After 48h
	mg/ℓ	mg/ℓ	mg/ℓ	mg/ℓ	mg/ℓ				%	%	%	%
1***	0	5	0	3	2	8.32	8.40	8.40	0	0	0	0
2	25,500	14,600	12,500	21,000	18,000	7.97	7.81	7.84	0	0	0	0
3	34,800	22,600	16,500	29,000	25,000	7.69	7.63	7.69	0	0	0	0
4	45,700	21,600	14,400	34,000	27,000	7.53	7.49	7.49	0	0	0	0
5	68,000	28,500	21,200	48,000	39,000	7.30	7.22	7.21	0	0	0	0

*: During the experiments, the water temperature ranged from 19.8 to 20.4 degrees Centigrade, and the dissolved oxygen was saturated in all tanks.

** : Eleven nigorobuna and eleven hommoroko were accommodated to each tank.

*** : Control.

を平均して48時間平均値として示した。水温は水槽間で差はなく、19.8～20.4℃の範囲で安定していた。pHは濁水の濃度が高くなるほど低下する傾向を示したが、全水槽を通じて8.40～7.21の範囲にあり、供試魚にとって具合の悪い値ではなかった。溶存酸素は全水槽で飽和状態にあった。本実験ではSSの24時間および48時間平均値が、最高それぞれ48,000 mg/lと39,000 mg/lに設定されていたが、48時間内には何れの供試魚にも斃死はみられなかった。

考 察

ニゴロブナとホンモロコは本実験で設定した最高濃度の48,000 mg/lのSS中では24時間内に斃死せず、同39,000 mg/lのSS中でも48時間内には斃死しないことが明らかとなった。また、コイやキンギョは100,000 mg/lの濁水中で殆どのものが1週間生存し、225,000 mg/lの濁水中でも1～3週間生存する固体があることが報告されている³⁾。このように概してコイ科魚類は短期間であれば濁水に対して抵抗性を示すといえ、天然水域でみられる濁水によって、これらの魚種が致命的な影響を受けるとは考えにくい。しかし、第1章で述べたように、アユの場合はさらに低い濁度でも斃死することがある。例えばアユ稚魚を2,420 mg/lのSSに48時間曝露すると斃死が始まる。また、同じアユであってもその发育段階によって濁水に対する感受性が異なる。例えばアユを濁水に48時間曝露したときに斃死がみられた最低濁度は、仔魚では740 mg/l、稚魚では2,420 mg/lであった。これらの結果から、琵琶湖やその周辺水域の漁業におよぼす濁水の急性影響を検討する上で、最も感受性が高い魚種とその发育段階に焦点を当てることが重要であるといえる。

9 濁水がニゴロブナとホンモロコにおよぼす亜急性影響

前章では、濁度数万mg/lの濁水はニゴロブナやホンモロコに対して、1～2日という短い曝露期間では致死作用を示さないことを述べた。本章ではさらに長期間に渡ってニゴロブナやホンモロコが濁水に曝されたときに影響を受ける濁水の濃度とその程度を検討した。また、濁水中で飼育した個体を再び清水中へ戻したときの生残や成長についても検討した。

材料および方法

供試魚 水産試験場で生産したニゴロブナとホンモ

ロコ（共に生後約5ヶ月の稚魚）を供試した。供試時のニゴロブナは標準体長 39.62 ± 2.05 mm(平均値±標準誤差、以下同様)、体重 1.85 ± 0.35 g、ホンモロコは標準体長 47.01 ± 1.76 mm、体重 1.58 ± 0.23 gであった。

供試濁水 市販の陶芸用粘土（青粉粘土）に8倍重または40倍重の地下水を加えて十分に攪拌した後30分間静置して得た上層水をそれぞれ濁水原液L、濁水原液Hとした。供試濁水はFig. 17に示す装置を用いてこれら濁水原液と希釈水（地下水）を常時混合することにより調製し、飼育水槽へ連続注入した。この地下水からはJIS法でSSは検出されなかった。希釈水の注入量はどの水槽でも320 ml/minに調整した。濁水原液の注入量は水槽L、水槽Hとも1.2 ml/minに調節し、水槽Lへは濁水原液L、水槽Hへは濁水原液Hを注入した。水槽Cは対照とし、希釈水のみを注入した。濁水原液は同じロットの陶芸用粘土を用いて10日毎に新しく調製した。

濁水曝露 供試濁水または対照として地下水を前日から流し、所定の水温に調節しておいた各飼育水槽の二つの区画部分（Fig. 17）へ、標準体長と体重を測定したニゴロブナとホンモロコを20尾ずつ別々に収容し、翌日から市販の養鮎用配合飼料を与えて30日間飼育した。1日の給餌量は下記の式により算出し、1日に3回分けてあたえた。

ニゴロブナの場合

$$\begin{aligned} DN_n &= AN \cdot BWN_n \\ &= AN \cdot BWN_0 \cdot (1 + AN \cdot BN)^{n-1} \\ &= 0.03 \cdot BWN_0 \cdot 1.018^{n-1} \quad \dots\dots ① \end{aligned}$$

ホンモロコの場合

$$\begin{aligned} DH_n &= AH \cdot BWH_n \\ &= AH \cdot BWH_0 \cdot (1 + AH \cdot BH)^{n-1} \\ &= 0.05 \cdot BWH_0 \cdot 1.025^{n-1} \quad \dots\dots ② \end{aligned}$$

ただし、式①では飼育開始後n日目の1日当たりのニゴロブナの給餌量を DN_n 、ニゴロブナの1日当たりの給餌率を $AN = 0.03$ 、ニゴロブナの飼料効率を $BN = 0.6$ 、飼育開始後n日目のニゴロブナの総体重を BWN_n とする。また、式②では飼育開始後n日目の1日当たりのホンモロコの給餌量を DH_n 、ホンモロコの1日当たりの給餌率を $AH = 0.05$ 、ホンモロコの飼料効率を $BN = 0.5$ 、飼育開始後n日目のホンモロコの総体重を BWN_n とする。なお、飼育実験途中に供試魚が斃死した場合は、それ以降はその尾数割合だけ給餌量を減じた。

この飼育（以下、濁水中飼育という）を開始して30日後には全魚を取り上げ、標準体長および体重を測定した。その後、無作為に10尾ずつもとの水槽に戻し、どの水槽へも濁水原液の注入を停止して、清

濁水が魚類へおよぼす影響

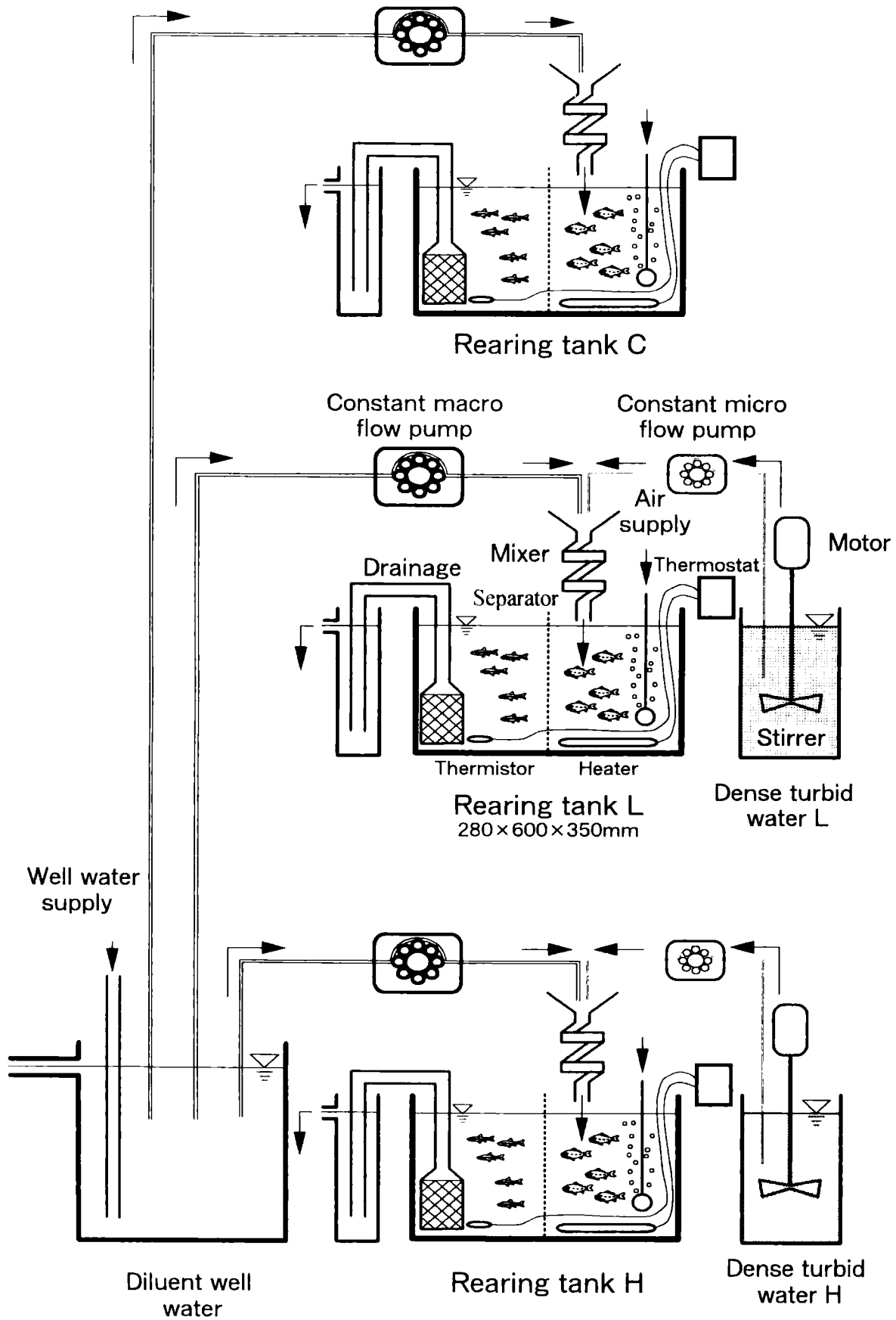


Fig. 17. Schematic diagram of the rearing apparatus of nigorobuna and hommoroko in the turbid water. Arrows indicate the flow directions. For description see the text.

水中で更に15日間飼育した（以下、清水中飼育という）。清水中飼育においても、1日当たりの給餌量や給餌回数は濁水中飼育と同じであった。清水中飼育終了後には、全魚を取り上げ標準体長と体重を測定した。

飼育期間中は1～7日毎に各水槽のSS（JIS法）、水温、pH（ガラス電極法）、DO（隔膜電極法）、 $\text{NH}_4\text{-N}$ （インドフェノール法）、 $\text{NO}_2\text{-N}$ （スルファニルアミド・ナフチルエチレンジアミン法）および $\text{NO}_3\text{-N}$ （ヒドラジン還元法による還元後、スルファニルアミド・ナフチルエチレンジアミン法）を測定した。

結果

飼育条件 濁水中飼育と清水中飼育の両実験期間中の水質と水温の経日変動をFig. 18に示す。SSは対照として設けたC区においても常に検出されたが、 6 mg/l 以下の低い値であった。また、濁水中飼育期間中のSSは常にC区（対照区）、L区、H区の順に高くなるように設定されていた。しかし、区毎に経日的に不規則な変動がみられた。このため、濁水中飼育期間中に各区で測定した9回のSSの測定値を平均して各区の濁度を代表させることとすると、C区は 3 mg/l 、L区は 47 mg/l 、H区は 390 mg/l と表せる。清水中飼育期間中のSSは区間で差はなく、常に 2.5 mg/l 以下であった。濁水中および清水中飼育期間中の水温、pH、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は区間で殆ど差はなかった。濁水中飼育期間中のDOは濁度の高い区ほどやや低下する傾向を示したが、最低でも77%の飽和度であった。清水中飼育期間中のDOは区間で差はなく、常に92%以上の飽和度であった。 $\text{NO}_2\text{-N}$ はどの区でも濁水飼育期間の中盤からやや上昇に転じ、終盤にはH区では下降したが、C区（対照区）とL区では高い値で推移した。

飼育成績 濁水中飼育実験および清水中飼育実験におけるニゴロブナの成長と斃死率をFig. 19に示す。また、同実験におけるホンモロコの成長と斃死率をFig. 20に示す。

L区（平均SS 47 mg/l ）またはH区（平均SS 390 mg/l ）の魚の標準体長、体重、肥満度、増重倍率および斃死率を、C区（対照区、平均SS 3 mg/l ）の魚と比較し、 $p = 0.05$ で有意差を標準体長、体重および肥満度については t 検定、斃死率については χ^2 検定により検定したところ、次の結果が得られた。

ニゴロブナの標準体長と体重は、濁水中飼育の開始時には両区でもともに有意差は認められなかった。同飼育終了時にもL区の魚ではこれらに有意差は認

められなかった。しかし、H区の魚では両項目に有意な低下が認められた。この差は、Fig. 19における飼育終了時のH区の魚の増重倍率がC区のその下方にプロットされていることから理解できる。また、肥満度と斃死率には濁水中飼育の開始時と終了時に、両区の魚でもともに有意差は認められなかった。清水中飼育では、その開始時と終了時ともに、何れの項目に関しても両区の魚で有意差は認められなかった。

ホンモロコの濁水中飼育実験開始時の標準体長、体重および肥満度には両区で有意差は認められなかった。同飼育終了時には、体重がL区の魚で有意に低下した（ $p = 0.05$ ）。逆にH区の魚では、体重には有意差がないものの、肥満度は高い有意水準（ $p < 0.005$ ）で上昇した。このように対照区の魚に比べて、濁水濃度が低いL区の魚の成長が劣った。しかし、濁水濃度の高いH区の魚の成長がむしろ良好であったため、L区の魚の成長の遅滞には濁水が影響したとはいきれない。また、濁水中飼育終了時のH区の魚の肥満度が有意に高かったため、継続して行なった清水中飼育の開始時にもH区の魚の肥満度が有意に高かった（ $p < 0.05$ ）。それ以外は清水中飼育の開始時と終了時には、両区の魚で何れの項目に関しても有意差は認められなかった。

考察

ニゴロブナに 390 mg/l のSSを30日間曝露した場合、対照と比べて生残率は変わらなかったが、標準体長と体重が有意に劣った。したがって、30日間という比較的長期におよぶSSの曝露は、ニゴロブナに対しては直接の致死原因とはならなくても、成長阻害の原因にはなるものと思われる。また、ニゴロブナに 47 mg/l のSSを30日間曝露した場合はその生残率や成長には対照との間で差がみられなかったため、濁水が亜急性影響をおよぼす濁度の閾値は 47 mg/l と 390 mg/l の間に存在するといえよう。しかし、濁水中で成長が遅滞した群を清水に戻して飼育すると、以前から清水中で飼育してきた群との間に成長や生残率に差がみられなかった。このため、濁水の曝露に伴う成長の阻害は一過性のものであると考えられる。

ホンモロコに最高 390 mg/l のSSを30日間曝露した場合、対照と比較してその濁水曝露が原因となった生残率の低下や成長の遅滞はみられなかった。したがって、ホンモロコはニゴロブナと比べて濁水の影響を受けにくい魚種であるといえよう。

第2章ではアユ仔魚に対する濁水の亜急性影響を

濁水が魚類へおよぼす影響

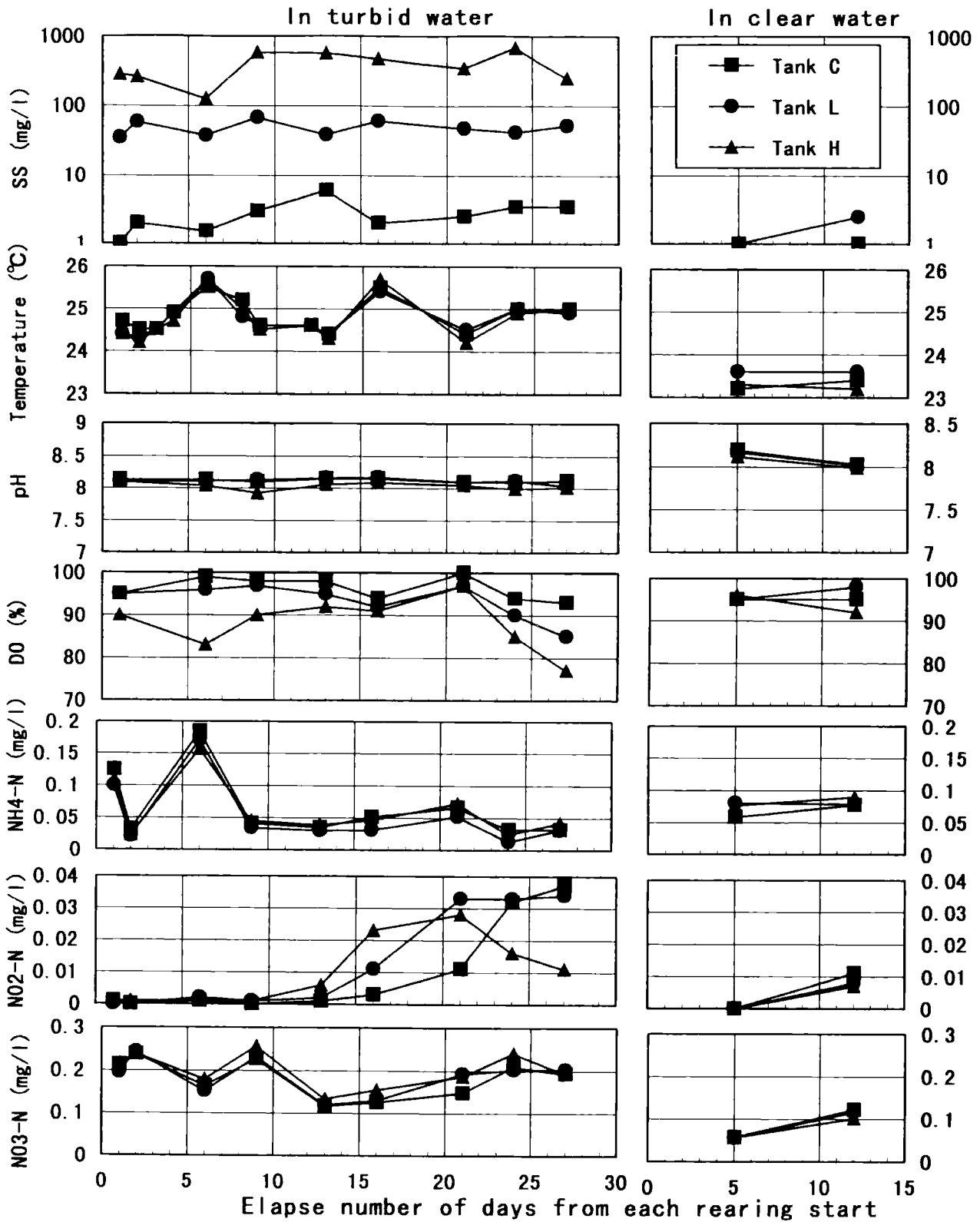


Fig. 18. Several conditions on rearing experiments of nigorobuna and hommoroko.

Fish of both species was reared in turbid water of various concentration. A portion of its fish was reared continuously in clean water. In each tank, a mean and a standard deviation of SS measured 9 times in an experimental period of turbid water expose were following.

Tank C ; $2.8 \pm 1.3 \text{ mg/l}$

Tank L ; $47.4 \pm 10.6 \text{ mg/l}$

Tank H ; $390.9 \pm 164.7 \text{ mg/l}$

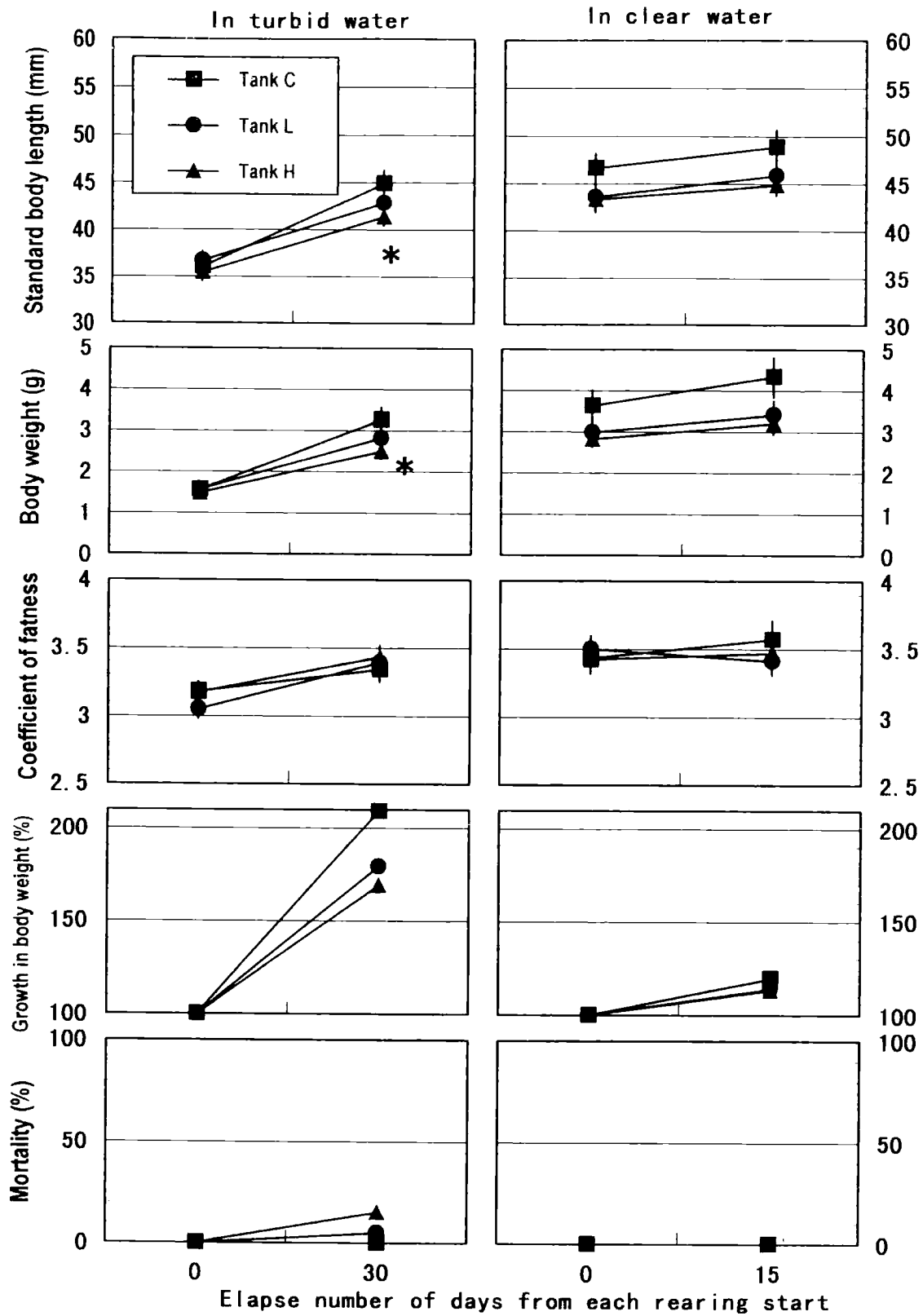


Fig. 19. Growth and mortality of nigorobuna in rearing experiments. The fish was reared in water of various turbidity for thirty days. A portion of its fish was reared continuously in clear water for more fifteen days. An asterisk, *, indicates significant difference with the mean in Tank C at $p < 0.05$ by t - test. Vertical bar indicates standard error of the mean.

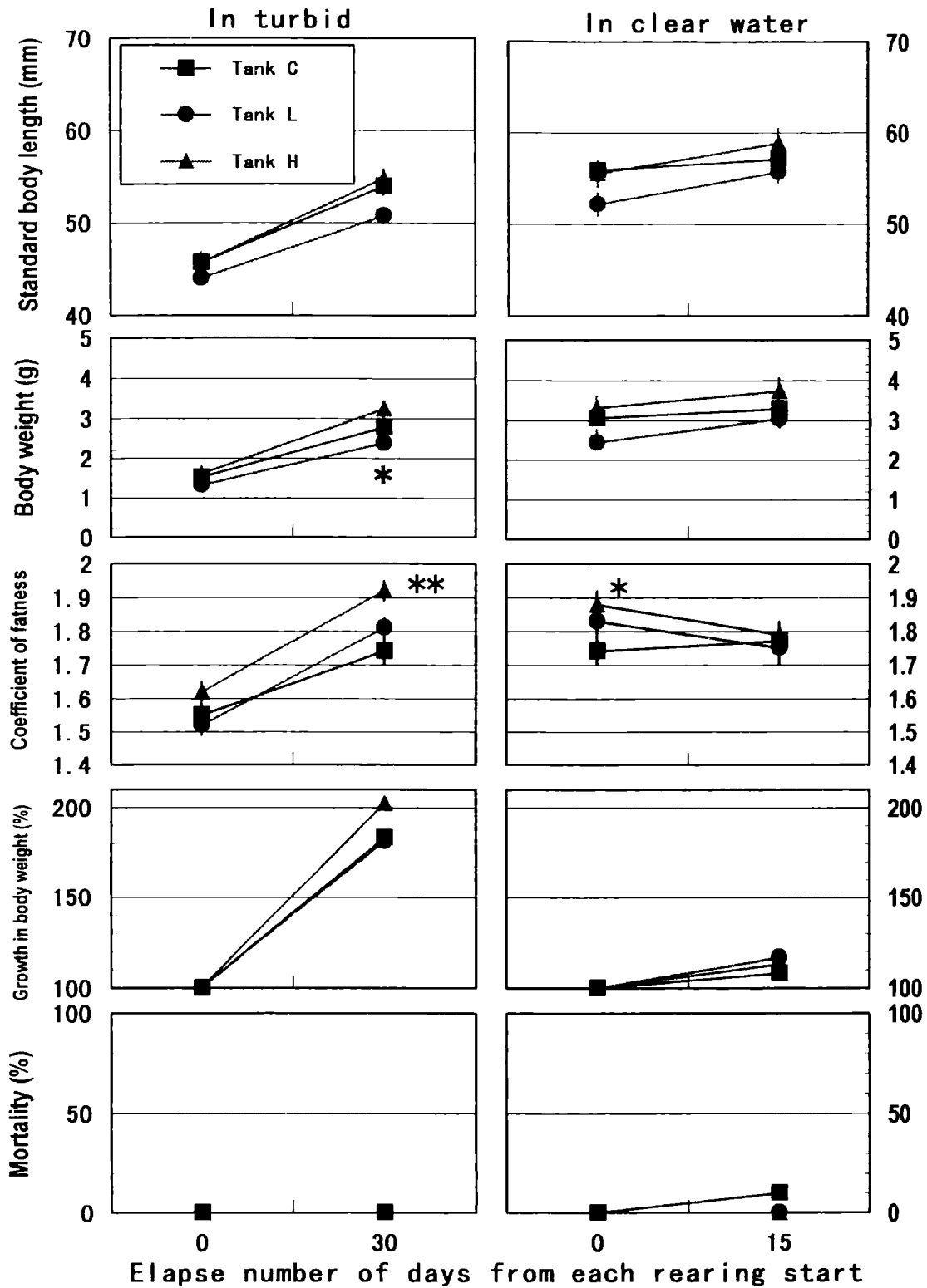


Fig. 20. Growth and mortality of hommoroko in rearing experiments.

The fish was reared in water of various turbidity for thirty days. A portion of its fish was reared continuously in clear water for more fifteen days. Asterisks, * and **, indicate significant differences with the means in Tank C at $p < 0.05$ and $p < 0.005$ by t - tests, respectively. Vertical bar indicates standard error of the mean.

検討し、その実験で設定した最高濁度が 102 mg/ℓ の濁水の 30 日間曝露は、アユ仔魚の直接の致死原因とはならないと述べた。また、ニジマスを濁水中で飼育した場合、濁度が 200 mg/ℓ では 9～10 ヶ月内⁴⁾、553 mg/ℓ では 28 日以内⁵⁾には斃死はみられず、25 日以内に半数が致死する濁水濃度は 4,250 mg/ℓ であった⁵⁾と報告されている。本実験でも上述したように濁度が 390 mg/ℓ の濁水は 30 日以内にニゴロブナやホンモロコに対して致死作用を示さないことを確認した。これらの結果から、魚に対する濁水の亜急性致死作用は概して強くはないといえよう。

一方、本実験においてホンモロコに対する濁水の成長阻害作用は確認できなかった。しかし、ニゴロブナでは 47 mg/ℓ と 390 mg/ℓ の間に成長を阻害する濁度の閾値が存在すると考えられた。また、第 2 章で述べたように、アユ仔魚では 8 mg/ℓ と 14 mg/ℓ との間に成長を阻害する濁度の閾値が存在すると考えられた。更に、より発育が進んだ稚魚期～成魚期のアユでは、多くの場合、20 mg/ℓ 以上の濁りで成長遅滞がみられたことが報告されている⁹⁾。これらの結果から、ニゴロブナやアユに対する濁水の亜急性影響は成長阻害という形で現れやすく、アユ、ニゴロブナ、ホンモロコの順に濁水の亜急性影響は受けにくいといえよう。

10 琵琶湖およびその周辺河川に生息する重要水産生物への被害が懸念される濁度(総括)

本研究では、濁水が琵琶湖やその周辺河川に生息するアユ、ホンモロコおよびニゴロブナといった漁業上、特に重要な水産生物におよぼす影響について様々な角度から検討し、それらの結果は第 1 章から第 9 章で述べてきた。本章ではそれらの結果を総括し、漁業被害が懸念される濁度を水域と季節毎にとりまとめた。

方法

一連の実験で確認された重要水産動物に影響を与える濁水の最低濁度(以下、影響確認濁度という。)を、影響の内容、魚種およびその発育段階別に取りまとめた。次にそれら魚種の生態を考慮し、発育段階毎の生息水域(濁水の影響を受ける危険性のある水域)と季節(濁水の影響を受ける危険性のある季節)を検討した。更に、各実験結果から、それら魚種が天然水域で濁水に遭遇した場合に影響を受けると考えられる濁水曝露の最短期間(以下、作用期間という。)を検討した。

これらの検討結果に基づき、濁水の影響内容毎に作用期間別の影響確認濁度を整理した。また、水域毎に作用期間別の最低確認濁度を整理した。更に水域毎に季節別の最低の影響確認濁度を整理した。

結果および考察

重要水産動物に対する影響確認濁度とその内容および同被害を被る条件を Table 9 にまとめて示す。また、濁水の影響内容毎の作用期間別の影響確認濁度を Fig. 21 に示す。各影響確認濁度を比較するとアユ、ニゴロブナ、ホンモロコといった重要水産生物の致死に関するそれらの値は高く、濁水の影響は致死要因としては考え難い。むしろ、濁水は成長の阻害要因あるいは行動の制限要因として作用すると考えられる。また、魚種間で致死や成長に関する項目毎の影響確認濁度を比較すると、ニゴロブナやホンモロコに比べてアユの各影響確認濁度は低く、3 魚種中アユは最も濁水の影響を受けやすい魚種であることが理解できる。したがって、琵琶湖やその周辺河川における濁水の許容濃度を議論する場合、濁水がアユの成長や行動におよぼす影響の検討が重要となる。

水域毎の作用期間別の最低の影響確認濁度を Fig. 22 に示す。この図にみられる影響確認濁度は、低い順にアユ仔魚の成長阻害(14 mg/ℓ)、アユ稚魚の濁水忌避(22 mg/ℓ)、アユ稚魚の摂餌阻害(25 mg/ℓ)およびアユ稚魚の河川遡上阻害(31 mg/ℓ)を引き起こす濁度であり、この図からも濁水の影響はアユの成長や行動に対して表れやすいといえよう。また、Fig. 23 には、水域毎の季節別の最低の影響確認濁度を示す。この図にみられる影響確認濁度も、Fig. 22 にみられたものと同じであり、四季を通じて濁水の影響はアユの成長や行動に対して表れやすいといえよう。

Fig. 22 と Fig. 23 にみられた影響確認濁度の内、アユ稚魚の濁水忌避と河川遡上阻害の影響確認濁度以外は、各実験で確認された濁水が影響を与える最低の濁度に過ぎない、つまり、今回の一連の実験で確認されていない更に低い濁度でも、濁水はアユに対して影響を与えることが予想される。このことを考慮して両図を併せて検討すると次のとおり提言できる。

- ①琵琶湖沖合では、夏季を除いて、数日以上濁度が 14 mg/ℓ を越えるのは良くなく、更に低い濁度を維持することが望ましい。
- ②琵琶湖沿岸では、夏季を除いて数日以上濁度が 14 mg/ℓ を越えるのは良くなく、更に低い濁度を維持することが望ましい。夏季は 1 日以内であっても濁度

Table 9. Minimum turbidity to affect harmful influences to the important fishes that inhabit in Lake biwa and surrounding rivers

Species	Developmental stage	Kind of a harmful influence	Influence turbidity*	Exposure time in an experiment	Conditions to receive a harmful influence of turbid water																			
					Area					Season				Period										
					Offshore in Lake Biwa	Cost in Lake Biwa	Entrance to a river	Lower reaches of a river	Middle reaches of a river	Spring	Summer	Autumn	Winter	Within 1 day	1 day	2 day	More than several days							
			mg/ℓ																					
Ayu	Larva	Occurrence of a death	1,480	< 24h	○								○	○	○						○	○		
Ayu	Larva	Occurrence of a death	750	48h	○								○	○	○							○	○	
Ayu	Larva	Delay of a growth	14	30d	○	○							○	○	○								○	
Ayu	Juvenile	Occurrence of a death	2420	24h	○	○	○	○	○	○												○	○	
Ayu	Juvenile	Occurrence of a death	2320	48h	○	○	○	○	○	○													○	○
Ayu	Juvenile	Prevention of eating	25	15m					○	○	○	○										○	○	○
Ayu	Juvenile	Prevention of upstream	31.4	2h					○	○	○	○									○	○	○	○
Ayu	Juvenile	Avoidance	22.39	5m		○	○														○	○	○	○
Ayu	Adult	Prevention of spawning	125	21h					○	○											○	○	○	○
Nigorobuna	Juvenile	Occurrence of a death	48,000	< 24h		○																○	○	○
Nigorobuna	Juvenile	Occurrence of a death	39,000	< 48h		○																	○	○
Nigorobuna	Juvenile	Delay of a growth	360	30d		○																		○
Hamamoroko	Juvenile	Occurrence of a death	48,000	< 24h	○	○																○	○	○
Hamamoroko	Juvenile	Occurrence of a death	39,000	< 48h	○	○																	○	○
Hamamoroko	Juvenile	Occurrence of a death	360	< 30d	○	○																		○

* ; Minimum turbidity about giving a harmful influence confirmed.

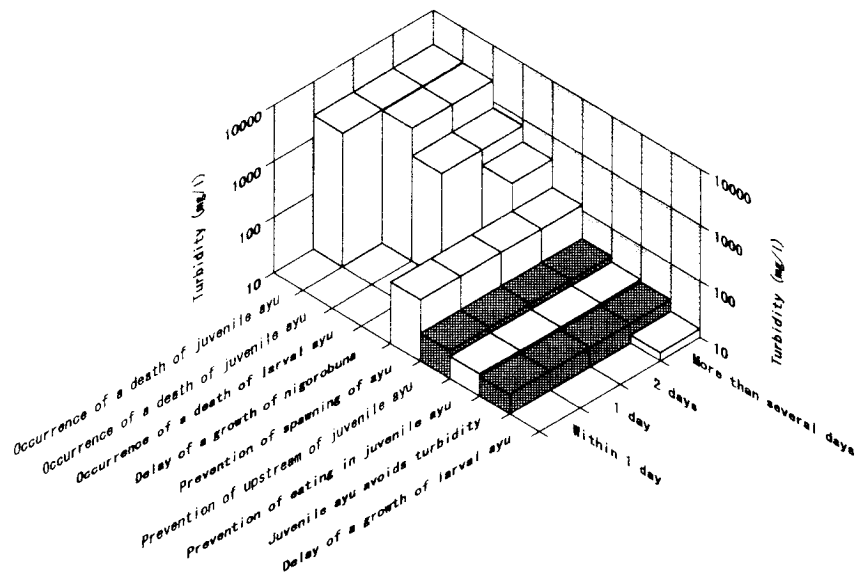


Fig. 21. Comparison of the minimum turbidity to affect harmful influences to the important fish that inhabit in Lake Biwa and surrounding rivers.

White square pillars indicate the minimum turbidity that harmful influences were confirmed in this research. Consequently, it is feared that equivalent influences occur even lower turbidity. Dark square pillars show thresholds of turbidity to affect harmful influences.

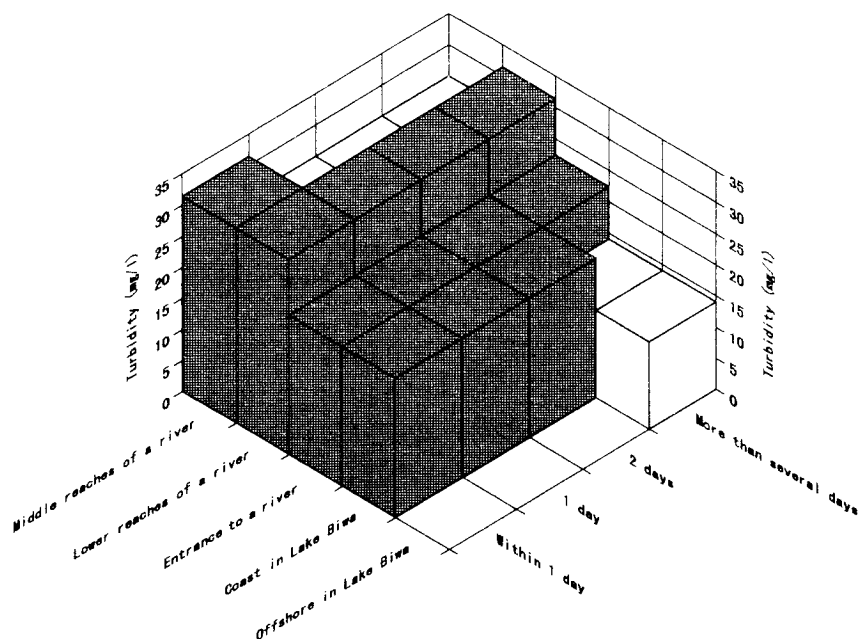


Fig. 22. Comparison of the minimum turbidity to affect harmful influences to the important fish ; comparison of the turbidity to have distinguished areas and periods.
Refer to Fig. 21 explanations, concerning darkness of swuare pillars.

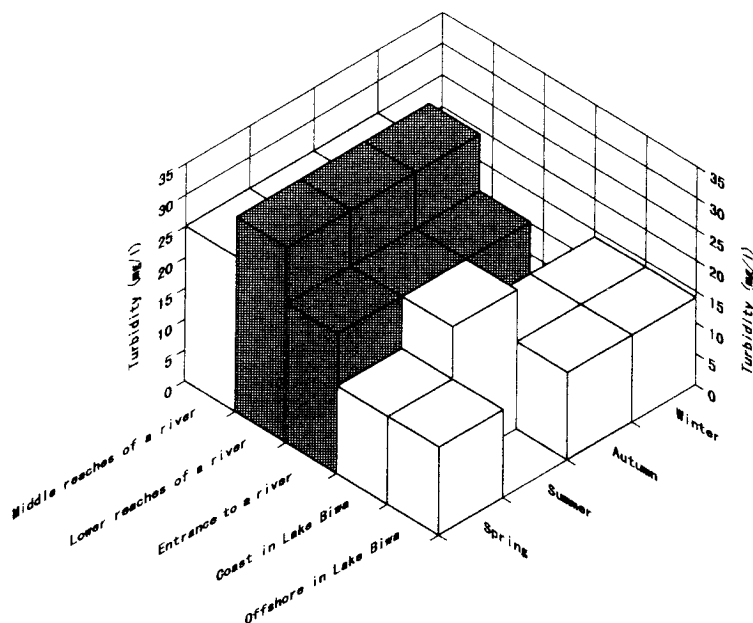


Fig. 23. Comparison of the minimum turbidity to affect harmful influences to the important fish ; comparison of the turbidity to have distinguished areas and seasons.
Refer to Fig. 21 explanations, concerning darkness of square pillars.

が 22mg/l を越えるのは良くない。

③アユの遡上が見られるような河川の河口では、冬季を除いて、1日以内であっても濁度が 22mg/l を越えるのは良くない。

④アユの遡上が見られるような河川の下流では、冬季を除いて1日以内であっても濁度が 31mg/l を越えるのは良くない。

⑤アユの遡上が見られるような河川の中流では、冬季

を除いて、1日以上濁度が 25mg/l を越えるのは良くなく、更に低い濁度を維持することが望ましい。1日以内であれば、濁度が 31mg/l 未満に保たれていれば良い。

なお、上記した各濁度は人為的に上乗せされる濁度ではなく、自然現象によって形成された濁水と人為的に発生させた濁水が合わさったうえでの濁度を指すことに注意する必要がある。

文 献

- 1) 滋賀県(1987) : 琵琶湖と自然, 第2版, (滋賀県教育委員会・滋賀県生活環境部編), 1 - 130.
- 2) 前河孝志, 太田豊三, 鈴木俊一, 藤原公一, 山中治(1987) : 湖中砂利採取に伴う濁水の拡散状態について, 滋賀水試研報, 39, 60-67.
- 3) Wallen, I. E. (1951) : The direct effect of turbidity on fishes, Bull. Okla. Agric. Mech. Coll., Biol. Ser. 48.
- 4) Herber, D. W. M. and Richards, J. M. (1963) : The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin, Int. j. Air Wat. Poll. 7, 297 - 302.
- 5) Herber, D. W. M. and Wakeford, A. C. (1962) : The effect of calcium sulphate on the survival of rainbow trout, Wat. Waste Treatm. J. 8, 608 - 609.
- 6) Herber, D. W. M. and Merckens, J. C. (1961) : The effects of suspended mineral solid on the survival of trout, Int. J. Air Wat. Poll. 5, 46 - 55.
- 7) 本田晴朗(1983) : アユの遡上行動におよぼす濁りおよび水温低下の影響. 海洋科学. 15 (4), 223 - 225.
- 8) 小山長雄, 桜井義雄(1965) : 木曾三川河口資源調査報告, 2.
- 9) 全内漁連(1986) : ダム等河川工作物設置による漁業への影響調査, 漁業公害調査報告書, 84 - 111, 水産庁.
- 10) 日本工業標準調査会(1979) : 工業用水試験方法(JIS K 0101), 第2版, 35-36, 日本規格協会発行, 東京.
- 11) Doudoroff, P. chairman, B. G. Anderson, G. E. Burdick, P. S. Galtseff, W. B. Hart, P. Patrick, E. R. Strong, F. W. Sarber and W. M. Van Horn(1951) : Bio-assay Method for the Evaluation of Acute Toxicity of Industrial Wastes to Fish. Sewage and Ind. Wastes. 23, 1380.
- 12) 日本水産資源保護協会(1994) : 環境が河川生物および漁業に及ぼす影響を判断するための「判断基準」と「事例」, 漁場保全機能定量化等事業報告書, 28-29.

