

アユ *Plecoglossus altivelis altivelis* の生残と行動に及ぼす
遊離アンモニアとクロラミンの影響に関する研究

2015年3月

おんち ひろみつ
恩地 啓実

目次

第1章	序論	1
1.1	都市河川	1
1.1.1	都市河川の変遷	1
1.1.2	都市河川に対する環境対策	3
1.2	アユの生態	6
1.2.1	アユの生活史	6
1.2.2	アユの再生に向けての取り組み	8
1.3	大和川の環境再生	8
1.3.1	大和川の概要	8
1.3.2	大和川の水質変化	9
1.3.3	大和川における天然アユの価値	10
1.4	研究の目的と論文の構成	10
第2章	アユ仔魚の流下と稚魚の接岸	13
2.1	はじめに	13
2.2	調査・採集方法	13
2.2.1	下流域における仔魚の採集	13
2.2.2	親魚と産卵場の確認調査	16
2.2.3	河口域における稚魚の採集	18
2.3	結果	24
2.3.1	仔魚流下数の推定	24
2.3.2	産卵場の確認	29
2.3.3	稚魚の接岸状況	30
2.4	考察	34
2.4.1	仔魚の流下数	34
2.4.2	産卵場	35
2.4.3	稚魚の成長	36
2.4.4	稚魚の分布	38
2.5	まとめ	39
第3章	アユ未成魚の遡上	41
3.1	はじめに	41
3.2	調査方法	41
3.2.1	遡上アユの採集	41

3.2.2	天然アユと放流アユの識別	43
3.2.3	水質データの比較	45
3.2.4	大和川下流域における水質調査	47
3.3	結果	49
3.3.1	天然アユの遡上数の推定	49
3.3.2	水質の経年変化と淀川との比較	51
3.3.3	下流域における水質分布	53
3.4	考察	56
3.4.1	天然アユの遡上状況	56
3.4.2	水質の推移とアユの遡上への影響	56
3.4.3	下流域における水質の変化	57
3.5	まとめ	60
第4章	大和川河川水のアユ稚魚の生残に及ぼす影響	63
4.1	はじめに	63
4.2	試験方法	63
4.2.1	供試魚の飼育と馴致	63
4.2.2	試験水の準備	66
4.2.3	試験装置	70
4.3	結果	72
4.3.1	河川水濃縮試験	72
4.3.2	pH 解析試験	73
4.3.3	塩化アンモニウム添加試験	74
4.3.4	クロラミン複合影響試験	76
4.4	考察	78
4.4.1	河川水濃縮水が生残に及ぼす影響	78
4.4.2	遊離アンモニアが生残に及ぼす影響	78
4.4.3	遊離アンモニアに対するクロラミンの複合影響	79
4.5	まとめ	81
第5章	遡上アユの行動に及ぼす遊離アンモニアとクロラミンの影響	83
5.1	はじめに	83
5.2	試験方法	83
5.2.1	供試魚の飼育と馴致	83
5.2.2	試験装置	84
5.2.3	データ解析	88

5.3	結果	89
5.3.1	遊離アンモニアが忌避行動に及ぼす影響	89
5.3.2	遊離アンモニアによるとびはね行動に及ぼす影響	91
5.3.3	クロラミンによるとびはね行動に及ぼす複合影響	92
5.4	考察	95
5.4.1	遊離アンモニアが忌避行動に及ぼす影響	95
5.4.2	遊離アンモニアとクロラミンが遡上行動に及ぼす影響	96
5.5	まとめ	99
6.1	結論	101

第1章 序論

1.1 都市河川

本論文では、流域の都市化が進んでおり、生活排水などの人間生活による影響を強く受けている河川のことを都市河川と定義する。

1.1.1 都市河川の変遷

河川は古来より、水そのものの利用、漁獲物の食料としての利用、交通路としての利用などと、人間の生活に大きな関わりを持ってきた。そして河川と人間との関係は恩恵と被害の繰り返しであった。しかし産業革命以後、防災や利水のために河川の流れを人為的に大きく改変したり、産業の発達により水質を汚染するなどといった問題が世界各地で起こった（沖野 2002）。

日本においても、高度成長期（1955-1974年）の工業の発展や人口の著しい増加によって、増加した家庭排水・工場排水が下水道整備の遅れにより未処理のまま河川に流され、都市に隣接する河川では水質汚染や汚濁が深刻な公害問題となった。また、流域の池や湿地などの保水域が埋め立てられ、住宅や道路などが建設されたことにより降雨が浸透する面積が減少した。そのために、降雨は短時間で河川まで到達し流出量が増大することによる都市水害が頻発するようになった。この都市水害にすみやかに対応するために、ダム建設やいわゆる三面張りの直立護岸などの緊急的な流下能力優先の河川整備が進められた（島谷 2000）。

このように都市河川は人間活動により大きく環境が変化したが、ここでは『ダムの造成』『河川改修』『河口域の利用』による生態系への影響について記載する。

(a) ダム造成による影響

都市では経済の成長による人口集中に伴い都市型渇水が続き、それに対処するために1961年には『水資源開発促進法』が制定された。その後、全国各地で産業を養うために巨大なダムが造成され、下流の瀬切れや人工の水無川が全国の至る所で出現した。

ダムは河川の流水環境を止水環境に変えるため、その地域の生物群集に致命的な打撃となることが多い。特に、降下、遡上する水生動物に対しては直接的な影響が大きく、種の存続にまで影響を与えてしまうことがある。ダムの造成により影響を受けるのは水生生物だけにとどまらず、ダム周辺の陸域の植物や動物群集にも直接的、間接的に影響を与えている。河川環境の特徴の一つとして、氾濫などにより生まれるワンドなどの後背水域があり、後背水域はドジョウやタナゴなど魚にとっての産卵場や生息場であり、極めて重要な環境となっている。しかし、ダムにより流量が調整されることによって、この後背水域の面積の減少や、停滞性が強くなるなどの問題が起こっている。例として、大阪府の淀川にある城北ワンド群があげられる。城北ワンド群は第一種絶滅危惧種のイタセンパラの生息

場として有数の地であったが、淀川大堰によりワンド域の停滞性が強くなったため、外来種であるオオクチバスやブルーギルの大量発生などにより、イタセンパラの絶滅が危惧されている（平松ら 2009）。

(b) 河川改修による影響

1945年頃から、毎年のように襲来した大型雨台風や激しい梅雨前線豪雨により、“水害日本”と言われるように、毎年全国で千人を超える死者を出していた。人々は水害に強い河川をつくることを願い、コンクリート護岸を望んだ。そして、高度成長期に差し掛かり国土保全事業の成果も徐々に進み水害の犠牲者は激減したが、河川改修時には河川に生息する生物に対してはほとんど配慮されなかった（高橋 1998）。

河川改修により人工化された河川と自然河川をそれぞれ簡易に模式化し比較すると、図1-1のようになり、人工化された河川では、温度や流速さらには餌などの生息環境が劣化することがわかる。中でも淵や産卵場の消失は、生息場そのものが消失してしまうため、魚類に大きな影響を与えている。

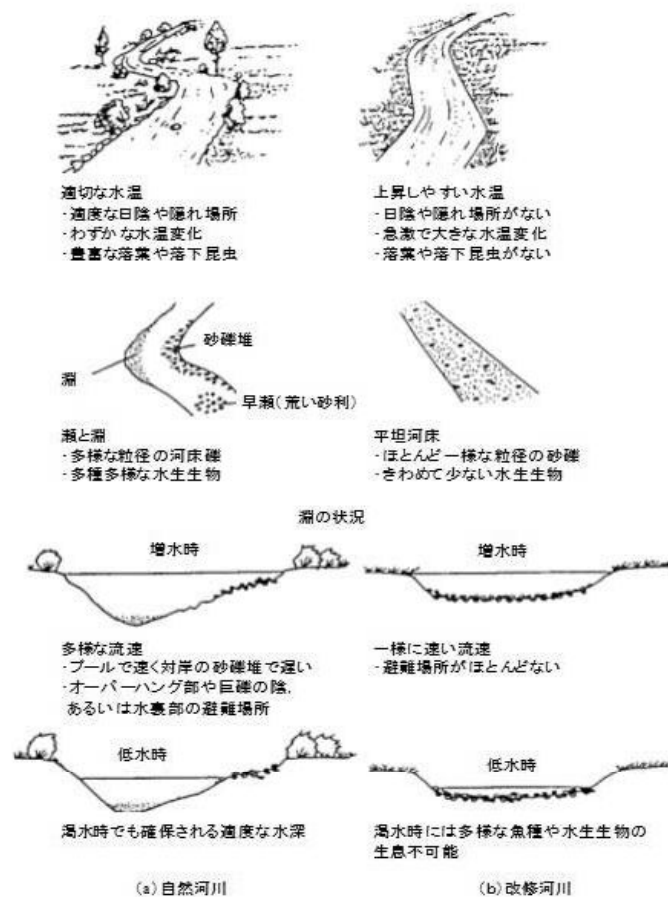


図 1-1 自然河川（左）と人工化された河川（右）との比較（玉井 1993 より引用）

(c) 河口域の利用による影響

世界の大都市、主要都市の多くは河口域に隣接した場所にある。これらの都市では、河川と海をつなぐ交通手段として河口域を開発するために、船舶の航行に必要な水深を確保する必要があり、河口域は浚渫され、干潟や塩性湿地が減少し直立護岸が形成された。さらに船舶や港の利用とともに河口域周辺において工業開発が行われ、その工業排水がほとんど未処理のまま河口域に放出され、河口域の汚濁や汚染が進行した（吉川 2005）。

干潟や塩性湿地の減少はそれらを生息場とする動植物の生息、成育地の減少につながるだけでなく、浅場が喪失することにより 1 次生産者である植物が減少し、高次消費者にまで影響を与えてしまう。さらに河口域は放出された汚濁物質が底泥に堆積しやすく、夏季には底層貧酸素化などの問題を引き起こし、生態系に壊滅的な影響を与えることもある。また農作物の塩害などの防止するために造られる河口堰は、淡水域と海水域を分離し汽水域を消滅させる。これにより汽水域を生息場としている生物に直接的な影響を与えている。

1.1.2 都市河川に対する環境対策

治水や利水の思想の中には人間以外の生物に対する関心はほとんどなく、河川工事の際、河川に生息する生物への配慮はほとんどされて来なかった。しかし、1957 年に全国で初めて隅田川において汚泥の浚渫が行われ、これを契機に公共用水域の水質悪化が社会問題となり、河川環境にかかわる行政の対策も図 1-2 に示すように変化した（吉川 2005）。ここでは河川の環境対策として、水質改善と多自然型川づくりについて記載する。

(a) 水質改善

都市の河川では、河床にはヘドロが堆積し鼻を覆う悪臭を放つ時代があった。そのような河川では、排水の水質規制がなされ、また家庭等からの排水に対して下水道が整備され、排水の処理がなされるようになるなどの対策が講じられ、改善されてきた。

たとえば東京の隅田川では、工場からの排水の水質規制、工場の郊外等への移転、下水道の整備と排水処理、利根川から荒川を經由しての浄化用水の導入などの様々な対策が講じられた。その結果、図 1-3 に示すように下水道普及率の上昇や環境基準の設定に伴い、BOD（河川の水質汚濁指標）が改善した。

しかし、下水道の整備により雨水の流域外へのバイパスなどにより、雨水の地下への浸透が減少し、地下水の河川への流出量が減少した。そのため、平常時の河川水量は減少し、極端な場合、平常時に水が流れない河川も出現するなど、下水道が整備されることによって新たな問題も発生した。その解決策として高度処理した下水処理水を河川に放流し、水量の回復を試みている都市河川もある（神田川流域水循環系再生構想検討委員会 2002）。

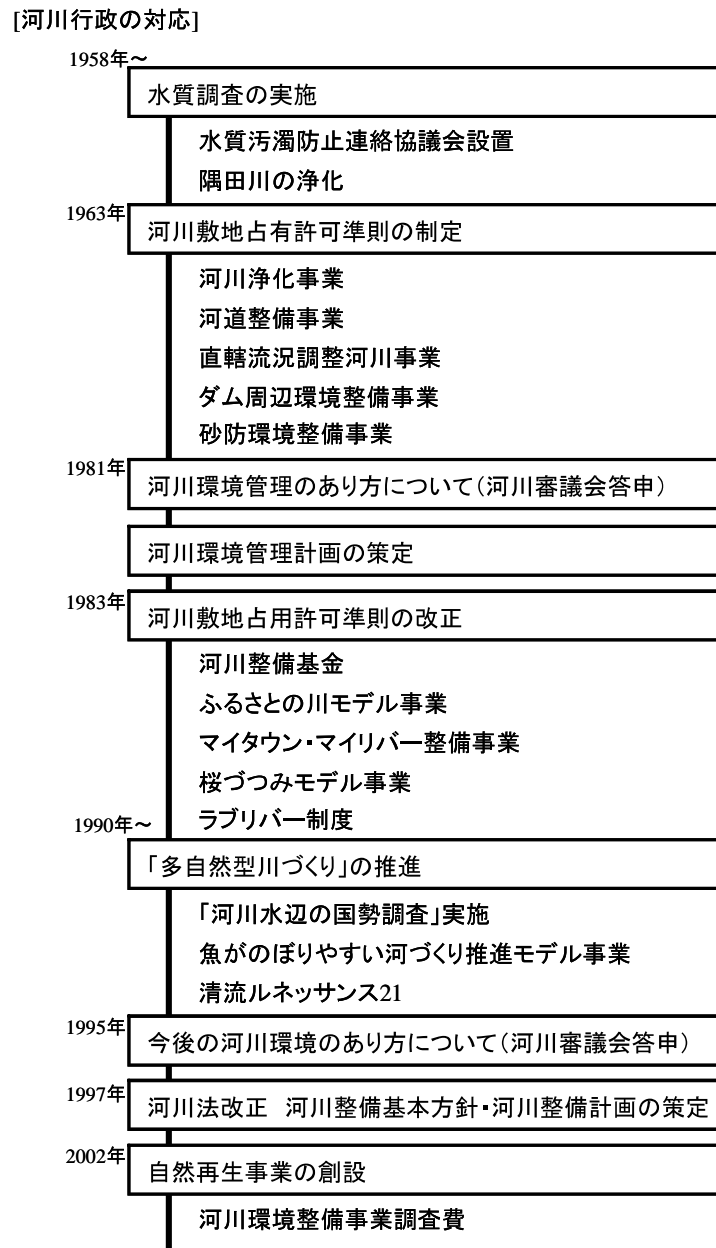


図 1-2 河川環境にかかわる行政対応の経過 (吉川 2005 より引用)

(b) 多自然型川づくりによる環境対策

都市河川では治水のみを目標とした河川整備により、生態系や風景を喪失してきたが、河川法での環境の目的化や自然再生法の成立などもあり、多自然型川づくりが常識化される時代となった。多自然型川づくりとは、地域の暮らしや歴史・文化との調和にも配慮しつつ、河川全体の自然の営みを視野に入れ河川景観を保全・創出するために、河川管理を

行うことである。多自然型川づくりには河道や河岸における植生などの整備，または後背水域や河畔林などの造成や管理などの目的で様々な手法が取り入れられている。

神奈川県横浜市を流れるいたち川は1970年代後半に治水・安全度向上のために，河道の拡幅・直線化・掘削などがなされ，水深は浅く流れも均一で人工水路のような河川（図1-4左）となっていた。1982年に多自然型の河川改修として，河道に植生ロールを施工し，低水路を蛇行させ人工の瀬と淵など流れの変化を創造し（図1-4右），さらには人の利用を想定した飛石工の設置などもなされた。その結果として，流水部ではアブラハヤ・フナ・オイカワなどが生息し，淀みではカダヤシやメダカなどが生息するようになった。また，子どもたちによる川遊びなど，親水空間としての利用もされるようになった（島谷 2000）。

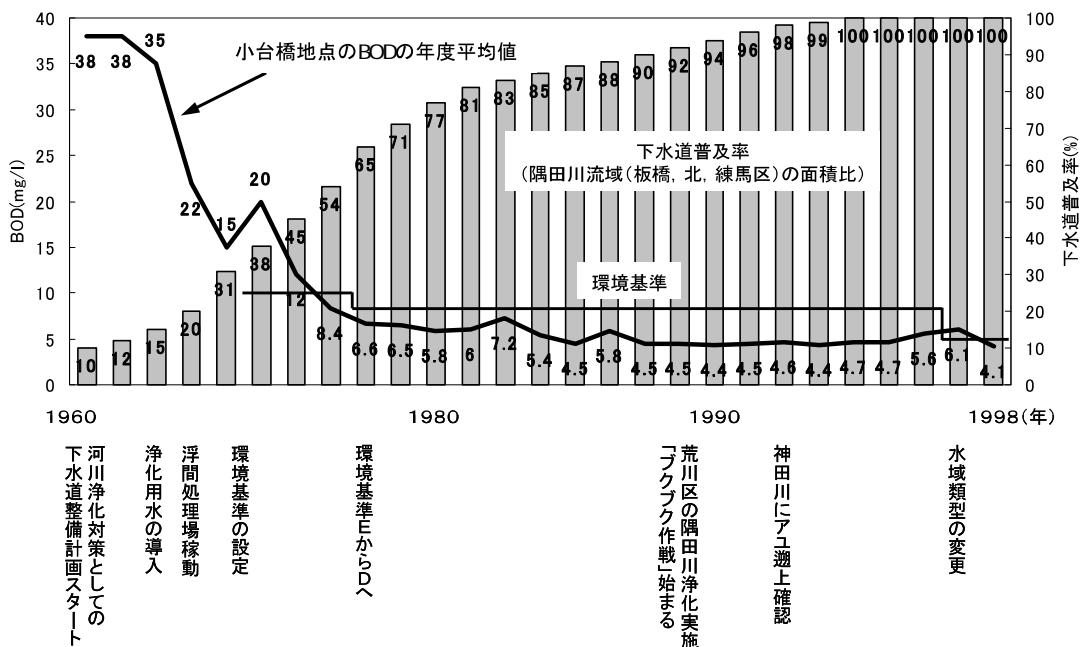


図1-3 隅田川の水質の変化（吉川 2005 より引用）



図1-4 いたち川の風景（左：施工前 右：施工後）
（島谷 2000 より引用）

このように都市河川では、水質の改善や親水性の向上など少しずつではあるが、環境が回復しており、河川生態系の復活、中でもアユの復活を取り上げる河川が多い（図 1-5）（田辺陽一 2006，朝日新聞 2006）。アユ (*Plecoglossus altivelis altivelis*) は海と川を行き来する回遊魚であり、内水面漁業において主要な魚であり、さらには遊漁としての人気も高く、昔から日本人に馴染みの深い魚である。本研究では、大阪府の大阪市と堺市の間を流れる都市河川である大和川を対象とし、天然アユの遡上数の増加を目標とし、大和川の水質とアユの遡上との関係について研究を行った。



図 1-5 天然アユの復活に関する新聞記事
（朝日新聞 2006 年 2 月 3 日より引用）

1.2 アユの生態

1.2.1 アユの生活史

アユはアユ科アユ属に属する魚で、日本を中心とした東アジアに分布しており、一生のうち海と川を行き来する両側回遊魚である。春から秋にかけて川に棲息している間は、一般にもよく知られているが、その前半生である海での生活についてはあまり知られていない。アユの生活史は、遡上期、河川定着期、下降期、産卵期、ふ化・流下期、河口・海域生活期に分けられ、地域によって時期などは異なるが、図 1-6 のようにまとめられる（高橋ら 2006）。

遡上期

アユの遡上は3月から始まり4月～5月頃に最盛期を迎える。早期に遡上を始めたものは中・上流部まで遡上するが、後期に遡上したものは下流に留まることが多い。遡上を促進する要因としては流量の増加があげられ、増水後に遡上が活発化する。

河川定着期

川に入ったアユは川底の石に付着する藻類を食べて急激に成長する。初夏には 10-20cm まで成長し、「なわばり」を作り自分の餌場を占有する個体が現れる。なわばりを持たずに群れをつくって淵で生活するアユもいる。

降下期

9～10月になると成熟し、産卵のために下流へと降下する。親アユの降下は出水が引き金になることがおおく、出水の少ない年には降下が遅れることもある。

産卵期

産卵場に適した条件としては、小砂利底で浮き石となった瀬である。産卵は暗くなり始めた夕方から夜20時頃にかけて行われる。そして産卵を終えた親アユは一年という短い一生を終えてしまう。

孵化・流下期

アユの卵は産卵後10日～2週間の夕方から夜間にかけて孵化する。孵化直後のアユは5～6mm程度で腹部に卵黄を持っており、この卵黄から養分を吸収しながら夜間に海まで流下する。

河口・海域生活期

アユの海域での生活期は10月から5月までの8ヵ月間と長い、個体ごとにみると5ヶ月程度で、短いものでは3ヶ月程度しか海にいないものもいる。この間、アユは仔魚からシラス（体長20～35mm程度）、稚魚（体長35～60mm程度）と変態する。海でアユは動物プランクトンを主食とし、砂浜などの波打ち際付近で生活しているが、30mm以上のものはやや沖合にも分布域を広げる。

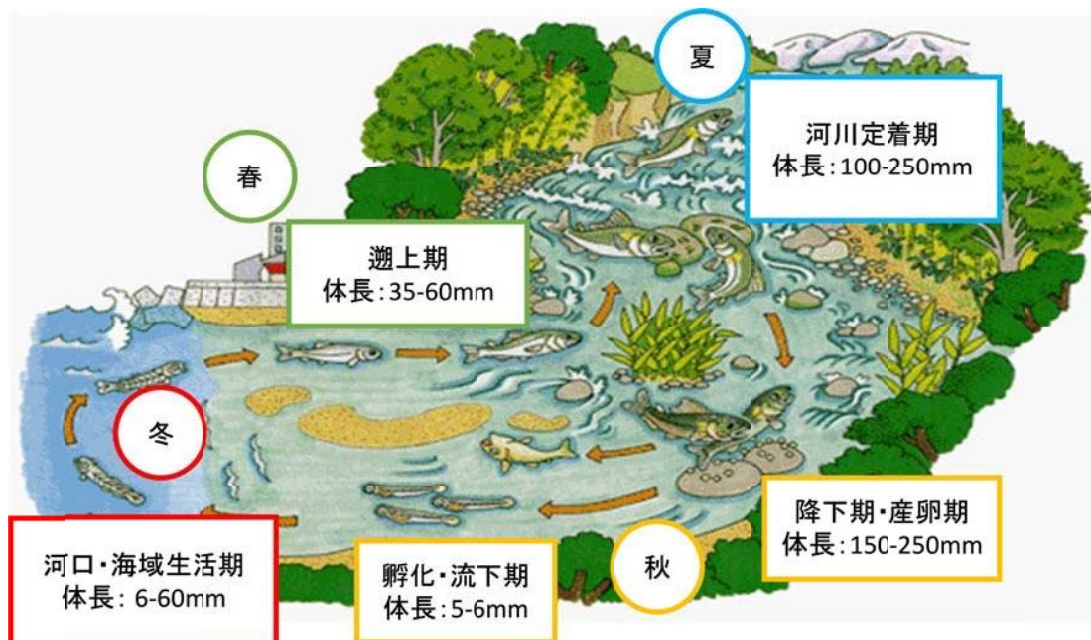


図1-6 アユの生活史（国土交通省HPより一部引用）

1.2.2 アユの再生に向けての取り組み

都市河川では、ダムにより流下・遡上できないアユや取水口に吸い込まれるアユなど人工物により、回遊を妨げられることがある。また、ダムにおいてはアユの流下や遡上を物理的に阻害するだけでなく、ダムにより砂利が堰き止められることによりアユの産卵場が喪失することや、出水などのイベントがなくなることで産卵行動や遡上行動が不活性化することなどの影響を与えることもある。

現在では、各河川の漁業協同組合が中心となり遡上魚の保護や産卵場の造成など、全国各地でアユ資源の保護の見直しがなされている。例えば、那珂川（茨城県）では取水口にスクリーンを設置することなどにより、アユの遡上時の吸い込みに対処している。また、物部川（高知県）では流量の影響を強く受ける産卵期にダムの水量を調節し、効率的な産卵が可能な環境づくりを試みている（高橋ら 2006）。

1.3 大和川的环境再生

1.3.1 大和川の概要

大和川は河川延長約 64km、流域面積約 1070km²（全国比約 0.3%）、流域人口約 215 万人（全国比 2%）、流域として奈良県、大阪府を流れる近畿を代表する一級河川の一つである。笠置山地を源にし、佐保川、曾我川、竜田川等の奈良盆地の水を集め、奈良県と大阪府の境にある亀の瀬の渓谷部を経て、大阪平野に入り、石川、西除川等を合わせ、大阪湾に流れ込む（図 1-7）。

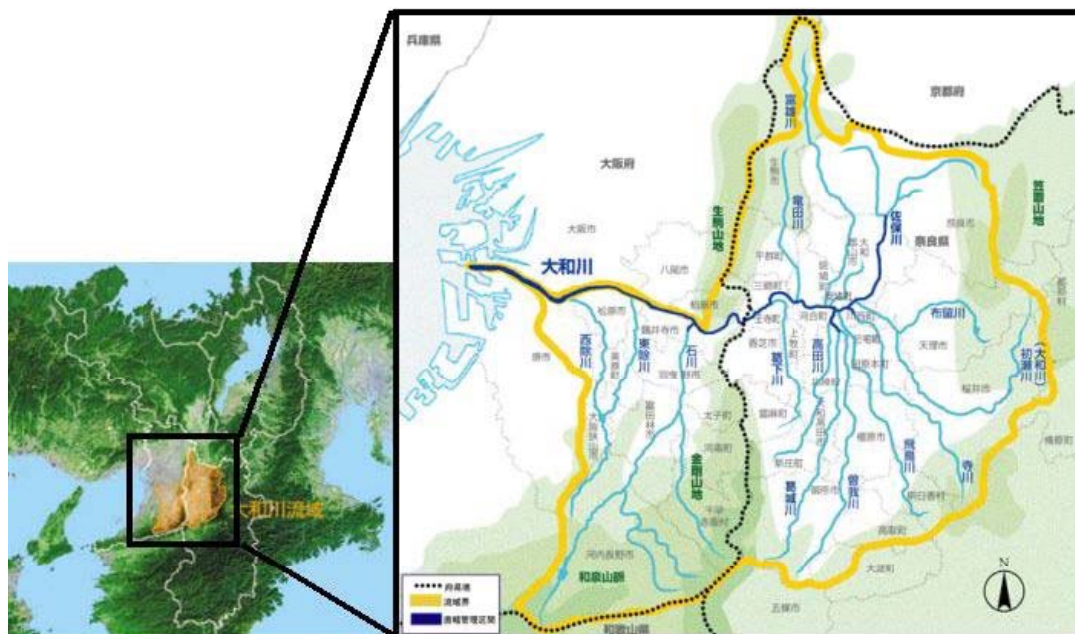


図 1-7 大和川流域図（大和川河川事務所 HP より一部引用）

大和川流域は、高い山地がなく平野部の割合が多く、そのため広範囲に多くの人々が暮らし、市街地化が進んでいる。流域全体の土地利用を見ると、市街地 25%、水田・畑など 37%、山林 38%となっている。しかし地域により偏りが大きく、奈良県内では水田や山林の割合が高く、特に奈良盆地には農耕地が広がっている。大阪府内、なかでも下流域は、ほぼすべてが市街地になっている。また、河口付近は埋め立てが進み、港湾施設やコンテナートとして利用されている（大阪市立自然史博物館 2007）。

1.3.2 大和川の水質変化

BOD とは水中の生物分解可能な有機物が、好気性微生物によって溶存酸素の存在のもと酸化分解される時に消費される酸素量であり、水中の有機物量が多くなると、その値が高くなる。そのため一般的に、BOD は河川の水質汚濁の指標として用いられる。大和川はこの BOD 値が高く、毎年一級河川の水質ワースト上位（2008 年—3 位、2007 年—1 位、2006 年—1 位）に入る水質汚濁の進行した河川である。最も劣悪な水質を示した高度経済成長期中の 1970 年には、本川 8 地点の年間平均 BOD75%値が 31.6mg/L を記録した。しかし、流域の 36 市町村、大阪府・奈良県・国土交通省が連携して「大和川水質汚濁防止連絡協議会（1967）」、「大和川清流ルネッサンス協議会（1993）」を設立し、「清流ルネッサンス 21（大和川水環境緊急改善行動計画（1994）」、「大和川清流ルネッサンスⅡ（第二期大和川水環境改善緊急計画（2002）」を策定して、行政機関と流域住民等が連携・協働し、下水道の整備、河川美化を訴える広報活動、河川清掃ボランティアなどの取り組みを行っている。その結果、図 1-8 に示すように、水質は改善されているおり、2004 年には BOD75%値が環境基準レベルである 5mg/L を下回った（大和川水環境協議会 2006）。その 2004 年に大和川再生の気運が一気に高まり、2005 年 3 月に水環境サミットが開催され、『大和川再生へ向けた新たな決意』が宣言された。この宣言では、『生命・財産を守る安全で安心な大和川』『次世代に伝える美しい大和川』『地域をはぐくむ豊かな大和川』を実現する組織を設置し、

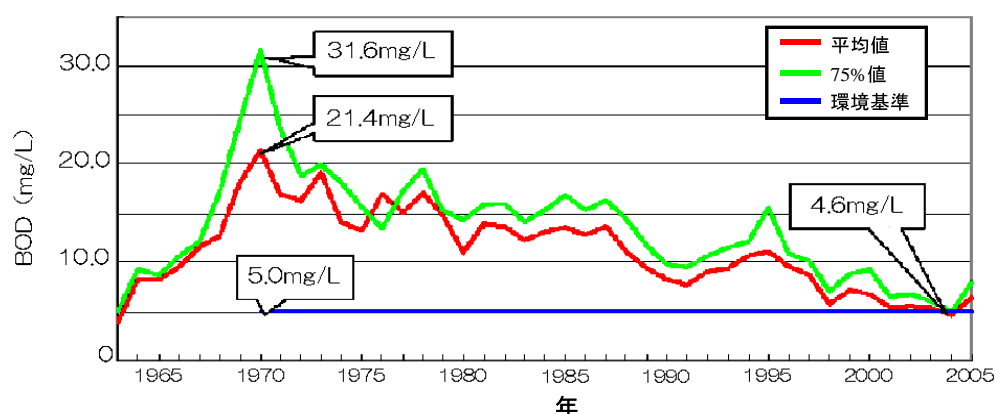


図 1-8 大和川の BOD 経年変化 (C プロジェクト計画 2006 より一部引用)

大和川の再生に向けた“Cプロジェクト計画”を策定することか提唱された。そして2006年には、平城遷都1300年の記念の年である2020年を目標年とし“Cプロジェクト計画2006”が定められた。この計画は、大和川水環境サミットで宣言された『生命・財産を守る安全で安心な大和川』『次世代に伝える美しい大和川』『地域をはぐくむ豊かな大和川』を目標とし、清流ルネッサンスⅡを加えて流域の関係機関の合意のもとに更なる目標を掲げ、これを実現させるための様々な施策を盛り込んだものである（大和川サミット2006）。

1.3.3 大和川における天然アユの価値

一般に、アユの価値としては、漁業や釣り人による経済効果などがあげられる。しかし、大和川はアユの生息数が少ないことや汚いというイメージがあるため、漁業やアユ釣りは行われておらず経済的な価値はない。そこで1.3.2に記載した“Cプロジェクト計画2006”では『100万匹のアユが遡上する大和川に再生させたい。そのためにも高度処理、合流改善等の下水道整備を着実に進めることが重要』とアユを水質改善目標の一つとしている（大和川水環境協議会2006）。これはアユが遡上する際、産まれた河川に遡上するという母川回帰性が弱く、水質など環境の良い川を選択して遡上するという性質があるためである。さらに「BOD値が下がった」や「基準値を下回った」というと一般の人には理解されにくい、が、「天然アユの遡上数が増加した」ということにより、一般の人にも大和川の水質や環境が改善されているということが実感され、大和川のイメージが向上することも期待される。

大和川では天然アユの遡上は確認されているが、その数は極めて少ないと考えられている。そこで、大和川における天然アユの遡上を阻害している要因を特定し、その解決策を提案することが重要となる。

1.4 研究の目的と論文の構成

これまで述べてきたように、治水や利水を目的とした河川改修により姿を変えてしまった都市河川も環境に対する意識の変化を受け、親水空間や生物多様性の場としての機能についても注目されるようになった。中でも天然アユの復活を都市河川再生の象徴として取り上げる河川が多く、本研究対象である大和川においても天然アユの遡上数増加を水質改善目標の一つとして掲げている。このような背景のもと、大和川におけるアユの生息状況とその生息数を調べ、大和川の水質がアユの生残や遡上に及ぼす影響について明らかにすることで、天然アユの遡上を阻害している要因を究明することを本研究の目的とした。

第1章では、序論として本研究の背景と目的を述べた。

第2章では、アユの産卵から仔魚の流下、そして仔稚魚の海域における分布について現地調査を行い、大和川とその周辺海域におけるアユの流下数、出現状況と生息環境について明らかにした。

第3章では、ピーターセン法と耳石微小部の蛍光 X 線分析法により天然アユの遡上数を推定し、さらには大和川の水質について現地調査と過去のデータ解析を行い、大和川の天然アユの遡上数と水環境の関係についてマクロ的に検討にした。

第4章では、急性毒性試験により大和川河川水がアユ稚魚の生残に及ぼす影響やその毒性物質を明らかにした。さらに、クロラミンがその毒性である遊離アンモニアに及ぼす複合影響についても明らかにした。

第5章では、第4章で急性毒性が確認された遊離アンモニアとクロラミンがアユの忌避行動や遡上行動に及ぼす影響を行動試験により検討した。

第6章では、本研究で得られた結果をまとめ、総合考察を行った。さらには今後の課題についても論じた。

参考文献

- ・朝日新聞（2006）2月3日記事.
- ・大阪市立自然史博物館（2007）大和川の自然，東海大学出版会，pp.4-15.
- ・沖野外輝夫（2002）河川の生態学，共立出版，pp.92-121.
- ・神田川流域水循環系再生構想検討委員会（2002）神田川流域における水循環系再生への取り組みについて，p.17.
- ・高橋勇夫，東健作（2006）ここまでわかったアユの本，築地書館 246p.
- ・高橋裕（1998）河川にもっと自由を，三海堂，pp.132-133.
- ・田辺陽一（2006）アユ百万匹がかえってきた—いま多摩川でおきている奇跡—，小学館出版，pp.240.
- ・島谷幸宏（2000）河川環境の保全と復元，鹿島出版会，pp.2-9.
- ・平松和也，内藤馨（2009）淀川城北ワンド群の魚類群集の変遷，関西自然保護機構会報，31，pp.57-70.
- ・吉川勝秀（2005）河川流域環境学，技報堂出版，pp.112-129.
- ・大和川水環境協議会（2006）Cプロジェクト計画2006（水環境編），pp.1-27.
- ・大和川サミット（2006）Cプロジェクト計画2006，pp.1-4.

第2章 アユ仔魚の流下と稚魚^{*}の接岸

2.1 はじめに

大和川を遡上する天然アユを増加させるには、大和川から流下する仔魚が増加し、稚魚が遡上までの間、大和川河口域とその周辺海域において成育することが重要である。しかし大和川において仔魚の流下や稚魚の調査は全く行われておらず、大和川におけるアユ仔魚の流下数や稚魚の海域での出現状況などは明らかになっていない。そこで、仔魚の流下数と海域での出現状況を把握するために流下する仔魚や接岸する稚魚の採集を行った。さらに、産卵場や河口域・海域における稚魚の生息環境についても調査を行った。

2.2 調査・採集方法

2.2.1 下流域における仔魚の採集

2.2.1.1 採集地点と方法

アユは一般に底質が浮き石状態である瀬で産卵するとされており（高橋ら 2006, 鬼東ら 2004, 木村ら 2004）、大和川において浮き石のある最下流の瀬は浅香地区（河口より 6.7km の地点）であり、ここでは 2004 年に産卵期のアユ（サビアユ）が採集された。このことより、浅香地区がアユの産卵場の最下流地点と考え、2007 年には浅香地区の下流に位置する遠里小野橋（河口からの距離 4.4km）、2008、2009 年はさらにその 400m 下流に位置する阪堺電車鉄橋（河口からの距離 4.0km）で仔魚の採集を行った（図 2-1）。

採集には口径 450mm、長さ 1,800mm、目合 0.49mm のノルパックネット（仔魚ネット）を用いた。2007 年は遠里小野橋の上からロープを張りネットを設置し（図 2-2）、2008、2009 年は河川内に杭を打ち、杭にネットを設置した（図 2-3）。5～10 分間の採集を 1～2 時間の間隔で行われていることが多く（田子 1999, 東ら 2003）、本研究ではより詳細な採集を行うために、採集間隔を 1 時間に 10 分間とし、毎正時に 2～19 回異なる時刻で流下仔魚を採集した。サンプルは 5% 中性ホルマリンで固定した後、ソーティングにより仔魚を取り出し 70% エタノールで保存した。

^{*}シラス期から稚魚期までのアユをアユ稚魚とする。

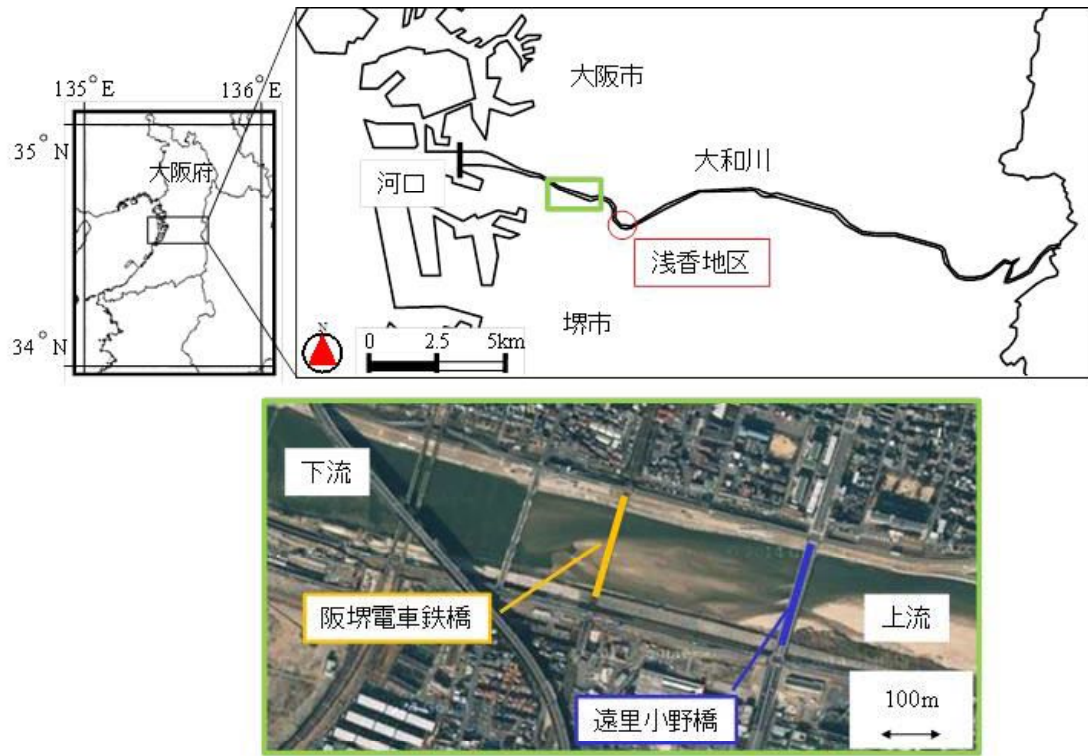


図 2-1 仔魚の流下調査地点図 (Google マップ引用)

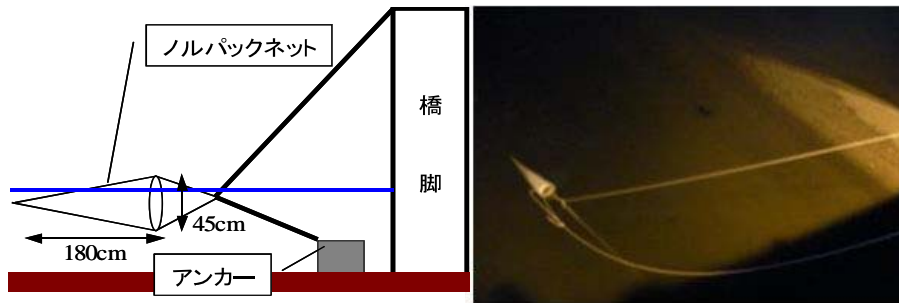


図 2-2 遠里小野橋におけるノルパックネット設置図 (左) と設置風景 (右)

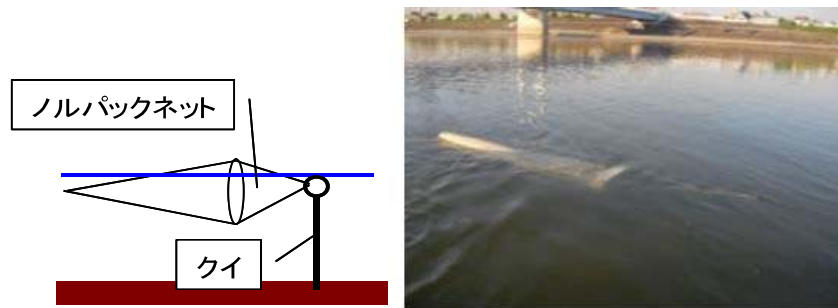


図 2-3 阪堺電車鉄橋におけるノルパックネット設置図 (左) と設置風景 (右)

2.2.1.2 流下数の算定方法

流下仔魚の河川横断面におけるある時刻の空間分布と24時間の経時変化，そして流下開始日から終了日までの経日変化について調査を行い，大和川における仔魚の総流下数を算定した。

(a) 空間分布

一般に採集数から河川全体における仔魚の流下数を推定する際，ネットのろ水流量と河川流量との流量比より求める流量法が用いられる(式2-1)(向井ら2002, 田子1999)。この流量法では，河川横断面に対して仔魚の分布が一様であることが前提となっているため，遠里小野橋において流量法が有効であるか確認するために空間分布調査を行った。

アユ仔魚が河川横断面に対して均一に流下していると仮定すると，横断面のいくつかの地点で採集した場合，各地点での採集数はその地点のろ水流量に比例するといえる。そこで流下仔魚の採集地点として流速の異なる5点を選定した(図2-4)。ネットの口径が45cmであったので，水深が50cm以上のところで最も流速の早い地点(以後，流心とする)において連続観測を行った。流心での採集数と各定点の採集数との比を採集数比とし，採集数比と各地点におけるろ水流量との関係について解析した。また，2007年10月24日に遠里小野橋で，2009年10月10日には阪堺電車鉄橋下でそれぞれ横断面の測量と直読式2次元電磁流速計(ACM210-D アレック電子社製)を用い流速測定を行い，流速断面積法により流量を算定した(国土交通省水管理・国土保全局2014)。

$$X = \frac{V}{S \times v} \tag{式 2-1}$$

X : 流量比

V : 河川流量 (m³/s)

S : ノルパックネットの面積 (=0.159m²)

v : 流心での流速 (m/s)

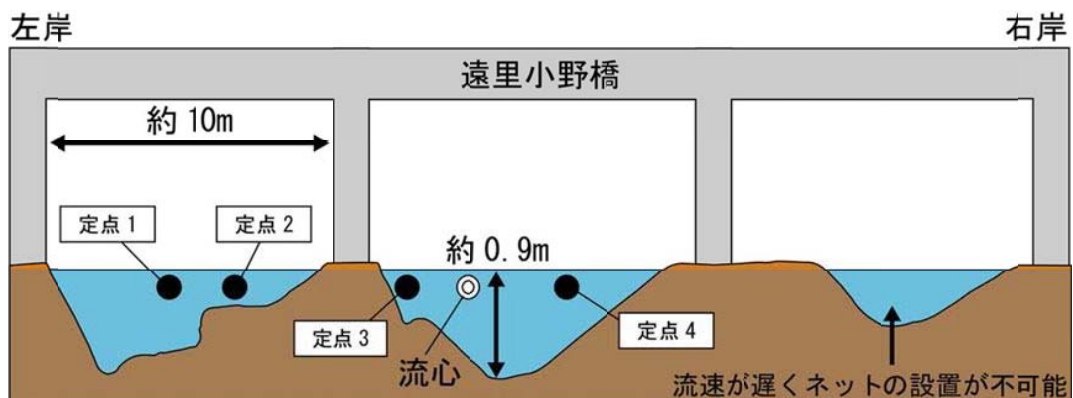


図 2-4 遠里小野橋横断面と流下仔魚調査定点

(b) 経時変化

アユは日没後から夜(20時頃)にかけて孵化し、夜間に河川を流下するとされている(高橋ら 2006)。そこで仔魚の流下を確認した後、夜間連続観測を行い仔魚の流下数の経時変化を求めた。さらに2007年には流下数の増加に合わせ昼夜連続観測も行った。24時間(18時~翌日18時)の総採集数に占める各時刻の採集数の割合を採集率とした(式2-2)。

$$A_t = \frac{p_t}{P} \quad (\text{式 2-2})$$

A_t : 時刻 t における採集率

p_t : 時刻 t における採集数 (尾)

P : 24時間の総採集数 (尾)

(c) 経日変化

アユの産卵促進の要因は水温が20℃より低下し出水が生じた時と考えられており(国土交通省近畿地方整備局 2007)、また仔魚の孵化日数は水温が20℃程度ではおよそ2週間程度とされている(高橋ら 2006)。また流下数を推定するために、仔魚の流下が始まるよりも前に調査を行う必要があったため、水温が20℃より高くても出水が生じた日より2週間後を調査開始日とした。調査は概ね3日ごとに行い、流下が確認されなくなるまで行った。調査時刻は、夜間(20~6時)の間に3回とし、連続観測以降は式2-2に示した採集率の高い時間帯とした。各調査日における採集数と式2-1、式2-2により求めた流量比、採集率より、各調査日における24時間流下数を算出し経日変化を求めた(式2-3)。

$$Q = \frac{q_t}{A_t} \times X \times \frac{t_a}{t_b} \quad (\text{式 2-3})$$

Q : 各調査日における河川全体の24時間の総流下数 (尾)

q_t : 各調査日の時刻 t における採集数 (尾)

A_t : 経時変化調査の時刻 t における採集率

X : 流量比

t_a : 採集間隔 (60分)

t_b : 採集時間 (10分)

2.2.2 親魚と産卵場の確認調査

大和川におけるアユの産卵場を確認するために、流下調査の結果から産卵場の位置を推定し、その周辺において産卵確認調査を行った。また、アユの産卵にとって最も重要となる河床の粒度組成についても調査を行った。

2.2.2.1 産卵場の推定

仔魚の流下時間と河川の平均流速から産卵場までの距離を推定した(式 2-4)。ここで、アユは日没後から孵化するとされているため(高橋ら 2006)、孵化開始時刻を18時と想定し、調査地点・調査時刻は流下仔魚調査の結果を用いた。2008年11月20日に図 2-5に示す7地点でメモリー式電磁流向流速計(Compact-EM アレック電子社製)により流速を測定し、その平均値を河川平均流速とした。

$$P_s = P_i + (T_i - T_s) \times v \quad \text{(式 2-4)}$$

P_s : 河口から産卵場までの距離 (km)

P_i : 河口から調査地点までの距離 (km)

T_i : 調査地点における最初の流下確認時刻 (時間)

T_s : 想定孵化開始時刻 (18:00)

v : 河川平均流速 (km/h)

2.2.2.2 産卵確認調査

産卵場と推定された地点周辺において、河床の石を採取し、卵の確認を行った。さらに、産卵は夕方から夜に盛んに行われるが(高橋ら 2006)、日中には親魚は産卵場周辺の淵で休むため、周辺の淵において投網による採集も行った。

2.2.2.3 河床調査

産卵場として推定された地点周辺や2006年、2007年に国土交通省大和川河川事務所(以後、大和川河川事務所とする)が行った調査などでアユの卵が確認されたエリアの周辺3地点で2007年11月19日と2008年11月20日、2009年11月19日に河床の粒度組成を行った(図 2-5)(国土交通省近畿地方整備局 2007)。

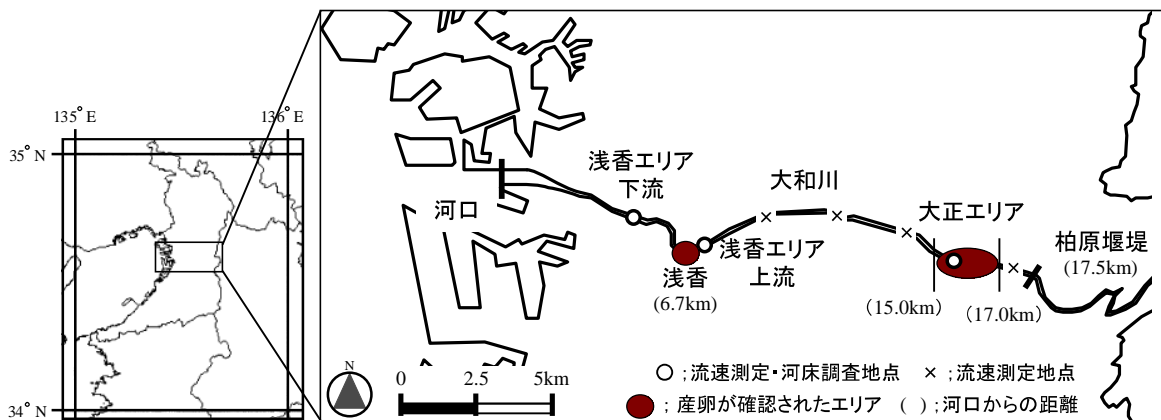


図 2-5 流速測定地点と河床調査地点図

(a) 粒度組成

小型採泥器により採取した湿泥 130~200g を蒸発皿に量りとり，乾燥オープン（NDO-450ND EYELA 社製）を用いて 100℃で 2, 3 日間乾燥させ，重量を測定した。その乾泥に水を加えながら，2000 μm, 500 μm, 250 μm, 125 μm, 63 μm のふるいにかけて，各ふるいに残った試料を乾燥オープンにより 90℃で 2, 3 日間乾燥させ，それぞれの粒径の乾重量を測定した。試料乾重量に対する各ふるいに残った試料の乾重量の割合を粒度組成とした（日本水産資源保護協会 1980）。なお，今回は 250 μm 未満の粒径がほとんど無かったため，2000 μm 以上，500~2000 μm, 250~500 μm と 250 μm 未満の 4 段階で解析に用いた。

2.2.3 河口域における稚魚の採集

2.2.3.1 採集地点と採集日

孵化後，海域に流下し分散したアユは河口域周辺の浅場に接岸するが（高橋ら 2006），大和川では河口域に浅場がほとんどなく，接岸期のアユの生息場が極めて狭いと考えられる。そこで水深が急に深くなる地点を河口とし，河口域を海域側と河川側に分けて（図 2-6），アユ稚魚の分布調査を行ない，出現特性について考察した。河口域における稚アユの分布の調査日・調査地点・採集方法を表 2-1 に示す。

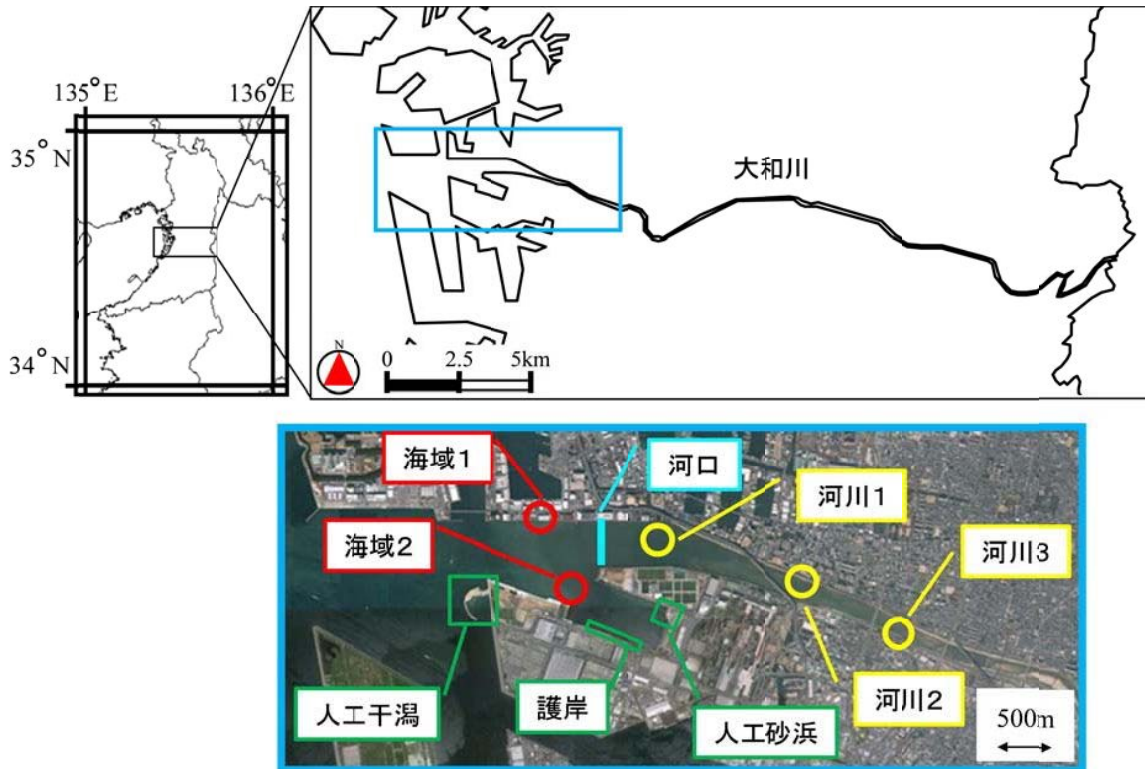


図 2-6 河口域における分布調査地点と人工干潟他の位置（Google マップ引用）

表 2-1 海域における分布調査の概要

調査日	調査時間	調査地点	採集方法
2007年4月13日	10～13時	河川 1, 2, 3	小型地曳網
2007年4月24日	13～16時	河川 1, 2, 3	小型地曳網
2008年3月6日	20～22時	海域 2	灯火
2008年3月7日	20～22時	海域 2	灯火
2008年3月20日	20～22時	海域 2	灯火
2008年3月27日	20～22時	海域 2	灯火
2008年4月3日	20～22時	海域 2	灯火
2008年4月12日	0～2時	海域 2	灯火
2008年4月23日	20～22時	海域 2	灯火
2008年11月20日	19～21時	海域 1	灯火
2008年12月19日	19～21時	海域 1	灯火
2009年1月15日	15～16時	河川 1	小型曳網
2009年1月15日	18～20時	海域 1	灯火

2.2.3.2 アユの採集方法

(a) 曳網による採集

長さ 11m, 高さ 2.5m, 魚獲り部の網目 5mm の小型地曳網と長さ 6m, 高さ 1m, 中央袋網の直径 0.7m の小型曳網をそれぞれ約 50m 曳き, 網にかかった生物をすべて採集した(図 2-7)。採集したサンプルは 5%中性ホルマリンで固定し, 実験室に持ち帰りおおよそ 2 日間保存した後, ソーティングを行った。

(b) 灯火採集による採集

投光器(AT-505, 500W 日動工業社製)を水面上約 1m から照らし(1m 離れた場所での光量はおおよそ $100 \mu \text{mol/m}^2/\text{s}$), 灯火に蝟集した魚類を可能な限りタモ網で採集した(図 2-8)。採集したサンプルは, 2008 年調査は 5%中性ホルマリンによって 1 日固定した後, 70%エタノールにより保存した。しかし, ホルマリンにより固定することで後に説明する耳石日周輪の測定が困難であったため, 2009 年調査では採集したサンプルをホルマリンで固定せずに, 70%エタノールで保存した。採集したアユは, 全長・体長・重量を測定した後, 耳石を取り出し, 耳石の日周輪の数と採集日より孵化日を算定した。さらに, 孵化時の仔魚の体長は 6.5mm とされており(吉本ら 2007), 採集時の体長と日齢から成長速度と成長率を求めた(式 2-5, 式 2-6)。

$$Gv = \frac{BLn - BLo}{n} \quad (\text{式 2-5})$$

$$Gr = \left(\frac{BLn}{BLo} \right)^{\frac{1}{n}} \quad (\text{式 2-6})$$

Gv : 成長速度 (mm/day)

Gr : 成長率

BLn : 採集時の体長 (mm)

BLo : 孵化時の体長 (6.5mm)

n : 日齢 (day)



図 2-7 小型曳網写真 (左) と調査風景 (右)



図 2-8 投下採集調査風景

2.2.3.3 耳石日周輪の測定

耳石とは魚類の内耳の囊と呼ばれる小さな袋の中にある結晶体で、平衡器官としての機能を備えている。耳石には扁平石、星形石、礫石の三種類があるが、日周輪の測定には最も大きい扁平石（以後、耳石は扁平石のこととする）を用いた。耳石には同心円状の輪紋が1日1本ずつ形成される（図2-9）。これを日周輪または日輪と呼ぶ。この日周輪を測定することで、孵化後日数がわかり、さらに採集日から孵化日を求めることができる（Tsukamoto *et al.* 1987, 河野 2006）。

標本をシャーレで柄付き針とピンセットを用い頭部を切り取り、頭部のみをスライドグラスに乗せた。NATURESCOPE 顕微鏡（Nikon 製）にスライドグラスを乗せ、サンプルを100%エタノールで湿らせた状態で柄付き針とピンセット用い耳石を取り出した。スライドグラス上に耳石のみを残し、100%エタノールに浸しさらにエタノールを蒸発させることにより、耳石に付着していた水分を取り除いた。水分を取り除きエタノールが完全に蒸発したら、エポキシ樹脂を用いて耳石をスライドグラス上に固定した。固定後 BX50 高級システム生物顕微鏡（OLMPUS 製）により 200 倍の耳石の写真を撮り、耳石の日周輪を計測した。

2.2.3.4 環境調査

2008年3月6日～4月12日と2009年1月15日の調査では、Compact CTD（ASTD-650 アレック電子社製）により採集地点の水温、塩分の水面から海底面まで10cm間隔で鉛直測定を行った。

2009年1月15日の調査では、エクマンバージ採泥器により採取した泥をバットの上にあけ、表層0～2cmの泥を採泥し、強熱減量、炭素・窒素濃度、酸化還元電位、粒度組成を測定した。さらに強熱減量と炭素・窒素濃度については、エクマンバージ採泥器により採取した泥からアクリル製小型コアサンプラーで堆積物表層を乱さないように採取し、表層0～0.5cmについても測定した（図2-10）。

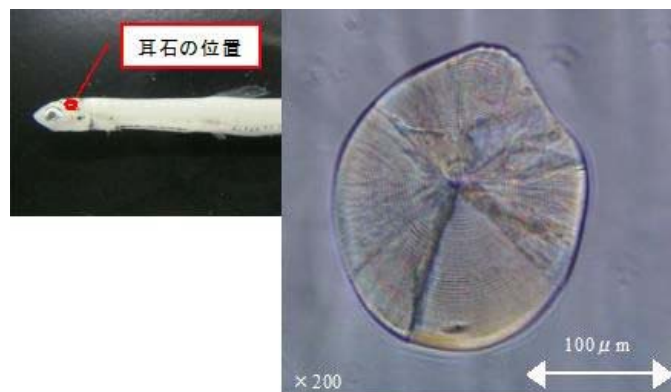


図2-9 稚アユ耳石位置（左）と耳石（右）



図 2-10 エクマンバージ採泥器の写真（左）コアサンプラーによる採取風景（右）

(a) 強熱減量

採取した湿泥をろつぼに取り，乾燥オーブンをを用い 100℃で 2，3 日乾燥させ，乾泥重量を測定した。ろつぼにのせた試料を電気炉（FM38 ヤマト科学製）に入れて，600℃で 2 時間強熱し，放冷した後，強熱後の重量を測定した。強熱前の乾泥重量に対する強熱による減量百分率を強熱減量とした(式 2-7)（環境省 水・大気環境局 2012）。

$$IL = \frac{W_d - W_s}{W_d} \times 100 \quad (\text{式 2-7})$$

IL : 強熱減量 (%)

W_s : 強熱後の泥重量 (g)

W_d : 乾泥重量 (g)

(b) 炭素・窒素濃度

乾泥約 1g を乳鉢ですりつぶし，共栓つき円沈管に入れ，100℃で再乾燥させ，蓋をした状態のままデジケータ内で放冷した後，精秤した。その試料に 1N 塩酸 5mL を加え混合した後，フィルムシートで蓋をして一晩俵置し，試料中の無機炭素（炭酸カルシウムなど）を分解した。翌日，遠心分離機（2010 型 KUBOTA 社製）を用いて 2000rpm で 5 分間遠心分離した。処理後，上澄み液を捨て，その試料に 3ml の超純水を加えて混合し，再び遠心分離した後，上澄み液を捨てた。この操作を 2 回繰り返した後，残存している泥を 100℃で乾燥した後，精秤した。塩酸を加える前の重量と後の重量の比を求めた。このように前処理した乾燥試料をよく攪拌した後，CHN コーダ（MT-6 ジェイ・サイエンス・ラボ社製）により試泥中に含まれる炭素量および窒素量を測定した。この測定値と先に求めた塩酸処理前後の試料残存比から，底泥試料中に含まれる有機炭素および有機窒素濃度を算出した。

(c) 酸化還元電位

酸化還元電位計 (RM-12P 東亜電波工業社製) を用いて測定した。試料を軽く攪拌した後、センサー部を試料の中に入れて測定した。電位測定と同時に泥温も測定し、式 2-8 によって温度補正を行い、酸化還元電位を求めた。

$$E_h = E_{Ag/AgCl} - 0.711 \times t + 224 \quad (\text{式 2-8})$$

E_h : 標準水素電極基準にした酸化還元電位 (mV)

$E_{Ag/AgCl}$: 白金電極と銀塩化銀比較電極との間の測定値 (mV)

t : 泥温 (°C)

(d) 粒度組成

2.2.2.3 河床調査で示した方法と同じ方法で粒度組成を調べた。

2.3 結果

2.3.1 仔魚流下数の推定

2.3.1.1 調査日の決定

2007年、2008年、2009年における9月15日から11月30日の河内橋（河口から17km）における日平均水温と堺市における雨量の変化を図2-11に示す。2007年には10月4日に出水があり水温は24.6℃（河内橋の日平均）であり、そのおよそ2週間後の10月17日を調査開始日とした。2008年は9月29日に出水があり水温は20.1℃（河内橋の日平均）であり、そのおよそ2週間後の10月15日を調査開始日とし、2009年は10月8日に出水があり水温は20.2℃（河内橋の日平均）であり、その2週間後の10月22日を調査開始日とした。

2007年～2009年における流下仔魚調査の調査日、調査時間と採集数を表2-2に示す。2007年11月4～5日、16～17日と2008年11月13～14日と2009年10月24～25日の18～8時の1時間毎に夜間連続調査を行った。また、2007年11月16日14、16時、17日10、12時と2008年11月22日9、12、15時の日中にも調査を行った。調査終了日は流下仔魚の採集数が0または1尾と少ない日が続いた日とし、2007年には12月14日まで延べ17回、2009年には12月15日まで延べ14回仔魚の採集を行った。なお、2008年は採集数が0尾であったため、2007年の調査終了日と同時期の12月20日まで、延べ14回仔魚の採集を行った。

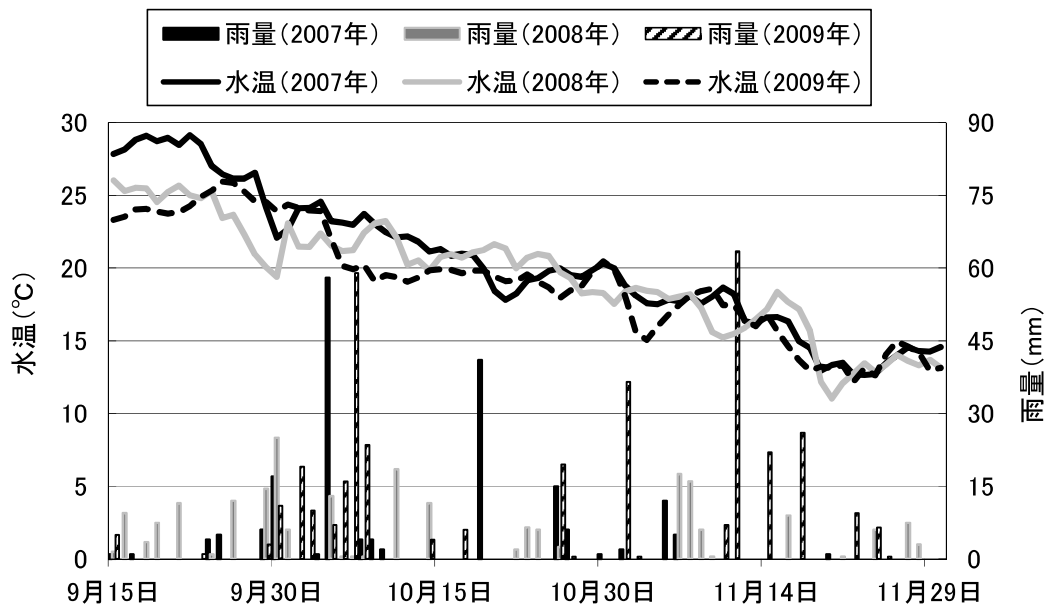


図2-11 2007年、2008年、2009年における9月15日～11月30日の水温・雨量変化

表 2-2 流下仔魚の調査日・時刻と採集数（左：2007年，右上：2008年，右下：2009年）

2007年				2008年			
調査地点	調査日	調査時刻	採集数 (尾)	調査日	調査時刻	採集数 (尾)	
流心 [※]	10月	17日	19-21時	0	10月 15-16日	22, 2時	0
		23日	19-22時	0	17-18日	22, 0, 2時	0
		29日	3-6時	0	20-21日	22, 0, 2時	0
	11月	2日	19-22時	0	28-29日	22, 0, 2時	0
		4-5日	18-8時	33	31日	20, 22時	0
		9日	20, 21時	0	11月 1日	0時	0
		12日	4-6時	25	4-5日	20, 23, 1時	0
		15日	4-6時	128	10-11日	20, 23, 1時	0
		16-17日	14-12時	415	13-14日	18-8時	0
		20日	3-5時	68	17-18日	20, 23, 1時	0
	12月	24日	0-2時	46	22日	9, 12, 15時	0
		27日	0-2時	39	12月 1-2日	22, 1時	0
		1日	0-2時	32	4-5日	22, 1時	0
		3日	0-2時	13	19-20日	22, 0, 2時	0
6日		0-2時	0				
定点1 [※]	11月	20日	4時	5	2009年		
		24日	0-2時	20	調査日	調査時刻	採集数 (尾)
	11月	5日	4時	2	10月 22日	20, 22時	19
		12日	4-6時	2	24-25日	18-8時	74
		27日	0-2時	13	28日	20, 22時	5
11月	14日	6時	10	30日	20, 22時	13	
	17日	0時	9	11月 3日	20, 22時	1	
12月	1日	0-2時	24	5-6日	22, 4時	2	
	9日	20, 22時	36	9日	20, 22時	8	
11月	17日	1-7時	165	15日	22時	8	
	12月 3日	3-5時	9	19日	20, 22時	11	
12月					21日	20, 22時	6
					27日	22時	5
					2日	22時	7
					9日	20時	0
					15日	22時	0

※図2-4参照

2.3.1.2 流下仔魚の採集

(a) 空間分布

2007年10月24日の遠里小野橋, 2009年10月10日の阪堺電車鉄橋における横断面測量, 流速測定と仔魚採集定点の結果を表2-3に示す。遠里小野橋では流速が0.37~0.68m/sの4地点を空間分布のための採集定点として選定し, 左岸から27.5mの位置で水深0.72m, 流速0.91m/sの地点を流心とした。阪堺電車鉄橋では左岸から13.7mの位置で水深0.64m, 流速0.68m/sの地点を流心として, 流心でのみ採集を行った。また, 横断面図と流速を用い流速断面積法により算出した遠里小野橋と阪堺電車鉄橋における調査日の流量はそれぞれ15.4m³/sと19.2m³/sと算出された。

表2-3 横断面測量, 流速の調査結果と仔魚採集定点
(左: 2007年(遠里小野橋), 右: 2009年(阪堺電車鉄橋))

2007年				2009年			
左岸距離 (m)	水深 (m)	流速 (m/s)	仔魚採集 定点	左岸距離 (m)	水深 (m)	流速 (m/s)	仔魚採集 定点
0	0	0		0	0	0	
4.0	0.90	0.60		2.9	0.22	0.35	
5.9	0.74	0.83		4.3	0.47	0.32	
7.1	0.74	0.71		6.3	0.76	0.51	
10.0	0.67	0.52	定点1	9.2	0.71	0.51	
10.7	0.37	0.40		13.7	0.64	0.68	流心
12.1	0.37	0.37	定点2	22.0	0.55	0.67	
14.7	0.37	0.79		27.5	0.56	0.50	
19.3	0	0		33.9	0.66	0.51	
21.7	0	0		39.4	0.50	0.45	
23.7	0.52	0.68	定点3	44.6	0.47	0.45	
24.7	0.42	1.01		50.5	0.56	0.49	
27.5	0.72	0.91	流心	54.4	0.44	0.51	
29.5	0.92	0.84		60.2	0.44	0.46	
32.2	0.87	0.75		66.6	0.36	0.40	
35.9	0.54	0.68	定点4	80.2	0	0	
41.4	0	0					
46.9	0	0					
50.8	0.02	0.38					
54.1	0.46	0.31					
55.9	0.52	0.27					
58.1	0.46	0.21					
64.3	0	0					
73.0	0	0					
77.9	0.29	0.052					
80.0	0.33	0.04					
86.9	0	0					

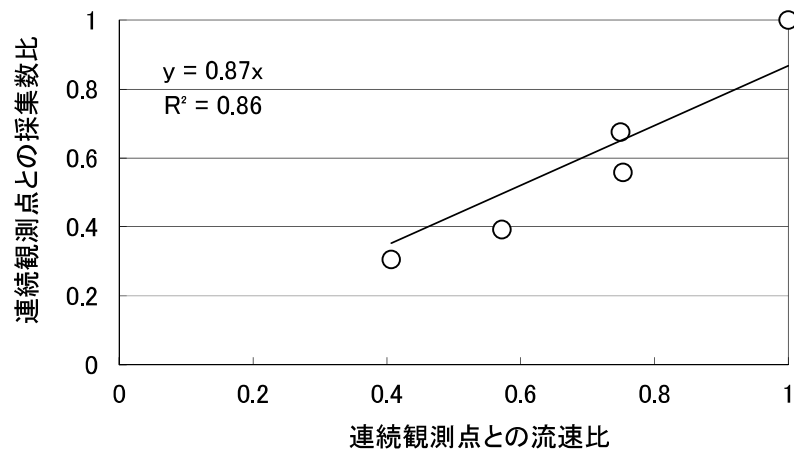


図 2-12 各定点における流心との採集数比と流速比との関係

図 2-12 に各定点における流心に対する採集数比と流速比との関係を示す。採集数比と流速比は比例していた ($N=5$, $R^2=0.86$, $P<0.05$)。ここで、採集に用いたネットの口径と採集時間は同じであったので、流速比とろ水流量比は同じとなる。アユ仔魚が河川横断面に対して一様に流下した時に、ろ水流量比と採集数比の傾きは 1 となる。流速比と採集数比との傾きの 0.87 をほぼ 1 であるとみなし (図 2-12)、流量法は有効であると判断した。2009 年の阪堺電車鉄橋では空間分布調査を行わなかったが、遠里小野橋と阪堺電車鉄橋の間の 400m は河川が蛇行せず直進しているため、阪堺電車鉄橋においてもアユ仔魚が均一に流下していると考え、流量法を適応した。なお、流心での流速と河川流量を用いて式 2-1 から遠里小野橋と阪堺電車鉄橋における流量比 (X) はそれぞれ 107 と 178 と算出された。

(b) 経時変化

2007 年 11 月 4～5 日、16～17 日と 2009 年 10 月 24～25 日の 18～8 時における毎正時 10 分間の仔魚の採集数を図 2-13 に示す。また、2007 年 11 月 16 日 14, 16 時と 17 日 10, 12 時にも調査を行ったが、日中には仔魚の流下は確認されなかったため、2009 年には日中の調査を行わなかった。2007 年 11 月 4～5 日、16～17 日と 2009 年 10 月 24～25 日の採集数はそれぞれ 33, 415, 74 尾であった。2007 年 11 月 4～5 日では流下仔魚が採集されたのは 0 時から 4 時の間のみであり、11 月 16～17 日でも 0 時から 4 時の間に 80% 以上の仔魚が流下し、その後明け方まで流下が確認された。11 月 16～17 日の調査での採集数は 11 月 4～5 日での採集数より 10 倍以上も多く、経時変化としてのデータの信頼性が高いと考え、11 月 16～17 日における採集数の時間変化を遠里小野橋における仔魚流下数の経時変化とみなし、その後の調査は 0～2 時 (3 回) を中心に行った。一方、2009 年は 22 時をピークに 20 時から 4 時まで流下が確認された。この採集数の時間変化を阪堺電車鉄橋における仔魚流下数の経時変化とみなし、その後の調査は 20, 22 時 (2 回) を中心に行った。なお、2007 年、2009 年それぞれの経時変化を用い、式 2-2 より各時間の採集率 (A_t) を求めた。

(c) 経日変化

式 2-3 より求めた各調査日の1日あたりの総流下数を図 2-14 に示す。ここで、調査は日を跨いでいるため前日 18 時から当日 8 時までを調査日とした（例えば、2009 年 10 月 22 日 20, 22 時に行った調査の調査日は 2009 年 10 月 23 日とした）。ただし、2007 年の 18~23 時の採集率は 0~0.5% と極めて低かったため、この時間帯のみに調査を行った日は除外した。2007 年の仔魚の流下期間はおよそ 1 ヶ月であり、ピークは 11 月 15 日で約 30 万尾が流下したと推定された。2009 年は 11 月 10 日に約 12 万尾と最も多かったが、2007 年のような明確なピークは無く、12 月 3 日までおよそ 1 ヶ月半横ばいであった。調査を行っていない日の流下数を直線で補完すると、2007 年と 2009 年の仔魚の総流下数はそれぞれおよそ 290 万尾と 190 万尾と推定された。

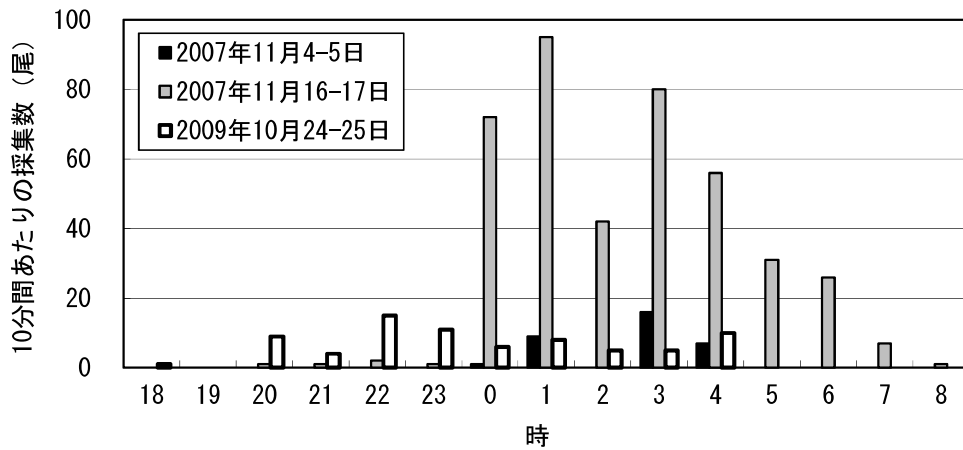


図 2-13 調査日別 10 分間の仔魚採集数の経時変化

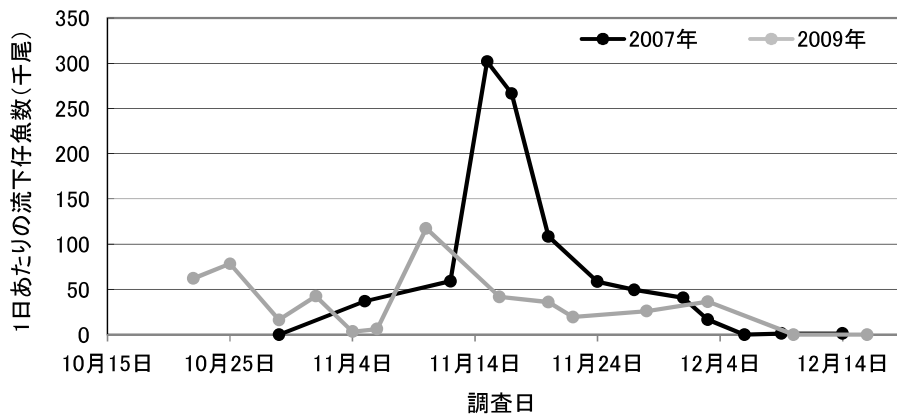


図 2-14 1 日あたりの仔魚流下数の変化

2.3.2 産卵場の確認

2.3.2.1 産卵場の推定と確認

図2-5に示す7地点の平均流速は0.46m/sであり、図2-13より2007年の遠里小野橋と2009年の阪堺電車鉄橋におけるそれぞれの流下開始時刻は0時と20時であった。さらに河口から遠里小野橋と阪堺電車鉄橋までの距離それぞれ4.4kmと4.0kmと孵化開始時刻の18時を用いると、式2-4より2007年と2009年の産卵場はそれぞれ河口14.4kmと7.3kmよりも上流であったと推定された。これは過去に産卵場が確認されている大正エリア（河口からの距離15~17km）と浅香エリア（河口からの距離6.7km）とほとんど一致したため、大正エリアと浅香エリアを中心に産卵確認調査を行ったが（図2-5）、アユの卵・親魚ともに確認されなかった。

2.3.2.2 産卵場の河床環境

大正エリアと浅香エリア上流、下流における粒度組成の結果を図2-15に示す。いずれの地点においても0.5mmより粒径の大きな砂礫が80%以上を占めていた。しかし、2008年は他の年に比べ、0.5~2mmの粒径の砂がいずれの地点においても増加していた。

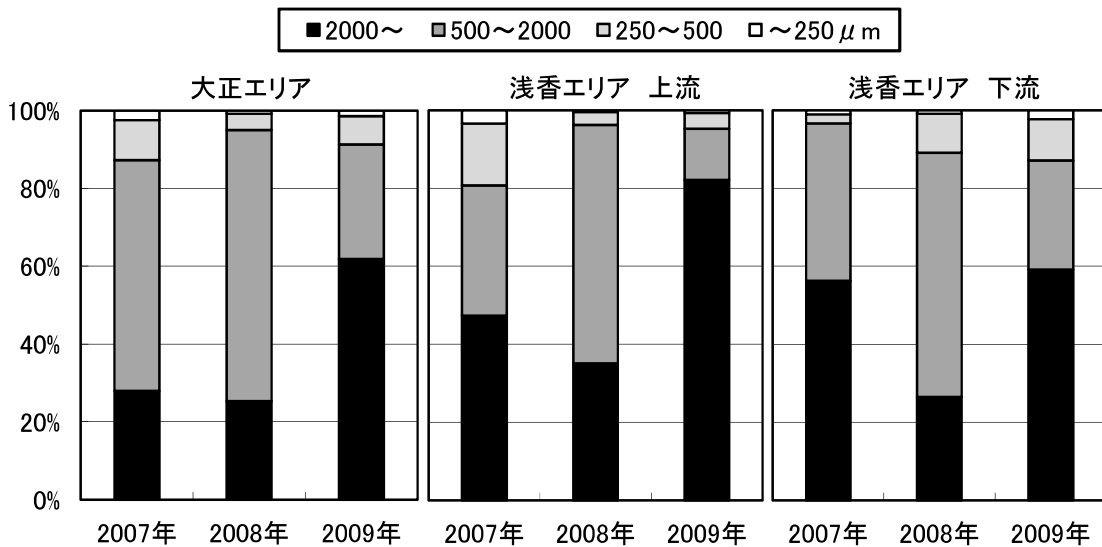


図2-15 2007年-2009年の11月の産卵場周辺の河床粒径

2.3.3 稚魚の接岸状況

2.3.3.1 稚魚の採集

(a) 曳網採集

2007年4月13日、24日に行った小型地曳網および2009年1月15日に行った小型曳網により採集された魚の種類と数を表2-4に示す。2007年に採取された魚類はほとんどがハゼ科の稚魚で、その他にスズキとボラが数尾採集されただけで、アユの稚魚は確認されなかった。2009年は約3,000尾のボラが採取されたものの、他の魚は採取されなかった。小型曳網調査ではアユ稚魚は確認されなかった。

(b) 灯火採集

2008年3月13日～4月12日と2008年12月19日、2009年1月15日に灯火採集により採集された稚魚の全長、体長、重量、日周輪、孵化日、成長速度、成長率を表2-5に示す。2008年3～4月の調査で採集された稚魚の孵化日は2007年11月29日～12月20日と推定され、成長速度と成長率は0.29～0.33mm/dayと1.02であり孵化日による差はほとんどなかった。一方、2008年12月と2009年1月の調査で採集された稚魚の孵化日は2008年10月23日～11月23日と推定され、12月19日に採集された34.5mmのアユの孵化日が他のアユに比べ20日以上早かった。成長速度と成長率は体長が30mmより大きい2個体が0.48、0.50mm/dayと1.03で他の個体に比べ小さく、2008年12月と2009年1月に採集された個体全体でみると成長速度は0.48～0.76mm/dayと差が大きかった。なお、2008年12月と2009年1月に採集された個体は2008年3～4月に採集された個体の成長速度(0.29～0.33mm/day)と成長率(1.02)に比べ大きい値であった。

表2-4 曳網により採集された魚種とその数

調査日	2007/4/13			2007/4/24					2009/1/15
	河川1 右岸	河川2 右岸	河川3 流心	河川1 右岸	河川1 左岸	河川2 右岸	河川2 左岸	河川3 流心	河川1 右岸
アユ	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ハゼ類	約100	30	9	345	14	57	17	3	0
スズキ	0	2	1	0	0	0	0	0	0
ボラ	0	0	0	0	0	2	0	0	約3,000

表 2-5 灯火採集された稚魚の全長、体長、重量、日周輪、孵化日、成長速度、成長率

調査日 (年/月/日)	全長 (mm)	体長 (mm)	重量 (mg)	日周輪 (本)	孵化日 (年/月/日)	成長速度 (mm/day)	成長率
2008/3/13	37	34	174.5	95	2007/12/9	0.17	1.02
2008/3/20	49	42	516.5	N.D.*	N.D.	N.D.	N.D.
2008/3/27	34	30	117.2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	41	36	237.9	98	2007/12/20	0.15	1.02
	48	42	493.1	119	2007/11/29	0.08	1.02
2008/4/12	58	50	1076.8	131	2007/12/3	0.05	1.02
2008/12/19	25	23	8.7	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	25	23	8.6	26	2008/11/23	2.15	1.05
	25	23	11.2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	26	23	7.3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	27	24	13.0	29	2008/11/20	1.58	1.05
	28	25	26.6	34	2008/11/15	0.81	1.04
	30	27	18.5	36	2008/11/13	1.27	1.04
	30	27	28.0	33	2008/11/16	0.84	1.04
	31	28	25.7	32	2008/11/17	0.95	1.05
	33	30	37.8	31	2008/11/18	0.70	1.05
39	35	114.7	57	2008/10/23	0.28	1.03	
2009/1/15	40	36	110.2	62	2008/11/14	0.30	1.03

※N.D.: 耳石の抽出または固定に失敗し、日周輪が測定できなかった個体

2.3.3.2 環境調査

(a) 水温・塩分

海域2(図2-6)における2008年3~4月の各調査日の水温と塩分の鉛直分布を図2-16に示す。0m層と2m層での水温、塩分の差はそれぞれ0.9~4.1°C, 10~26psuと大きく、2m以浅に躍層が形成されており、河川水の影響を受けていたことがわかった。また0m層において水温、塩分はそれぞれ8.5~15.3°C, 4.1~21.1psuの範囲にあり調査日による変動が大きかった。海底直上において塩分は31.7~32.7psuと調査日間でほとんど差が無く、水温は8.8~10.3°Cと1.5°Cの差があるが、調査日が遅いほど高くなっており、季節変化であったと考えられる。2009年1月15日の水温と塩分の鉛直分布を図2-17に示す。0m層においては河川1, 海域1の水温、塩分とも大きな差が無かった。海域1において0m層と0.5m層での水温、塩分の差はそれぞれ2.9°C, 18psuと大きく、0.5m以浅に躍層が形成されており、河川水の影響が強くみられた。

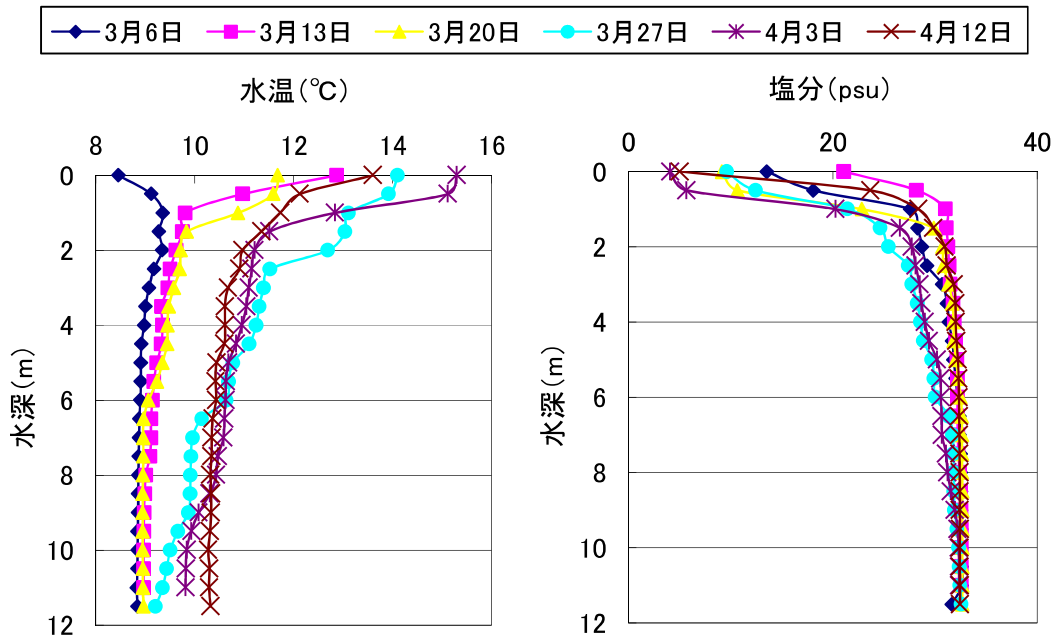


図 2-16 2008 年 3~4 月の灯火採集時における海域 2 の水温 (左) と塩分 (右) の鉛直分布

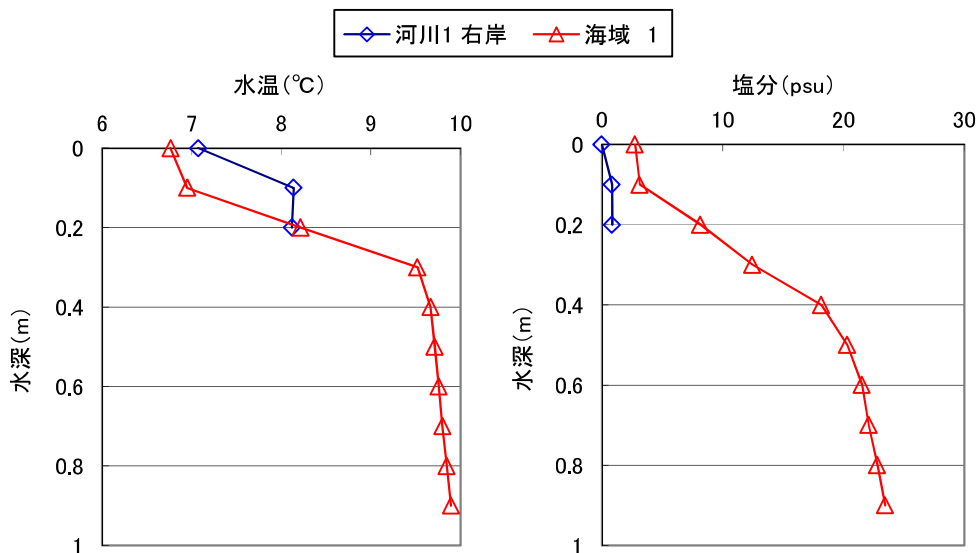


図 2-17 2008 年 12 月, 2009 年 1 月の曳網採集, 灯火採集時における河川 1 右岸と海域 1 の水温 (左) と塩分 (右) の鉛直分布

(b) 底質

2009年1月15日の河川1と海域1における堆積物のORPと強熱減量、泥分率の測定結果を表2-6に示す。河川1右岸において泥分率が60%と他の2地点に比べ高く、さらに酸化還元電位が-156mVと低く、還元性を示していた。強熱減量に関しても0~0.5, 0~2cmとも他の2地点よりも高い値を示していた。また、強熱減量について海域1が河川1流心よりも高い値を示していた。

表2-6 大和川河口域における堆積物のORPと強熱減量、および泥分率

地点名	採泥層 (cm)	ORP (mV)	強熱減量 (%)	泥分率 (%)
河川1 (右岸)	0~0.5	N.D.*	6.2	N.D.
	0~2	-156	8.0	60
河川1 (流心)	0~0.5	N.D.	1.2	N.D.
	0~2	47	1.8	12
海域1	0~0.5	N.D.	1.9	N.D.
	0~2	-9	4.5	31

*N.D.: No data

2.4 考察

2.4.1 仔魚の流下数

流下仔魚調査の結果より、2007年、2009年に大和川を流下した仔魚はおよそ290万尾、192万尾と推定されたが、2009年は仔魚の流下期間中の10月29日、11月4日、6日に流下数が減少していた。この原因として10月26日と11月1日に1日の合計雨量がそれぞれ19.5mmと36.5mmと比較的まとまった降水があり、降水があった3～5日後の調査において仔魚の流下数が減少する傾向があった。なお、出水中は流れ藻やゴミが大量に流れて、網に詰まってしまうため、調査を行えなかった。降水の3～5日後に仔魚の流下が減少した原因としては、孵化直前の卵の粘着力が弱くなっており出水により流されてしまった可能性と孵化直前の卵が出水の刺激により孵化し、出水中に流下した可能性の2つの可能性が考えられる。卵が流出した場合には図2-14で示したように出水後に仔魚が低下したとみなして問題ない。しかし、出水の刺激により孵化が促進された場合は、10月29日、11月4日、6日に流下する仔魚がその前の出水中に流下しており、その分の流下数が不明であり、過小評価となっていると考えられる。そこで10月26日、11月1日の出水時に2007年のような流下のピークがあったと仮定すると、2009年の総流下数は数倍となると考えられる。しかしいずれにせよ、2007年、2009年ともに総流下数は数百万尾のオーダーであったと考えられる。

流下時期である9月の平均流量が $17\text{m}^3/\text{s}$ （1995年）と河川流量が同程度である秋田県庄川におけるアユ仔魚の流下数は11～14億尾（1995年）と報告されており（田子 1999）、その他にも河川流量規模は異なるが愛知県長良川（2004年11月の平均流量 $70\text{m}^3/\text{s}$ ）は10～80億尾（1997～2004年）（嶋田ら 2006）、千葉県利根川（1993年11月の平均流量 $247\text{m}^3/\text{s}$ ）は10～90億尾（1991～1993年）（金澤ら 1996）といずれも数十億のオーダーであると報告されている。これらに比べ大和川でのアユ流下数は1,000分の1のオーダーであり、極めて少なかったといえる。

次に、仔アユの総流下数（ Q ）を親魚1個体の1回あたりの産卵数（ a ）とアユ親魚が産卵する回数（ n ）、そして産卵から流下までの生存率（ d ）で除すことで産卵に参加したアユ雌親の数を算定した。さらに親魚の雄と雌の数が同等とみなし、2を乗じることで産卵に参加した親魚数（ P ）を式2-9により算出した。ここで、アユの1回の産卵数は14,000～26,000個（国土交通省近畿地方整備局 2007）、親魚の産卵の回数は2～3回（高橋ら 2006）、産卵から流下までの生存率は7～26%（内田ら 2006）として算定した結果、2007年、2009年の産卵に参加した親魚の数はそれぞれおよそ310～3,000尾、210～2,000尾と数百～数千尾のオーダーであることが算出された（表2-7）。

$$P = \frac{Q}{a \times n \times d} \times 2 \quad (\text{式 2-9})$$

表 2-7 産卵に参加した親魚の推定数

	最大値		最小値	
	2007年	2009年	2007年	2009年
仔魚の総流下数(万尾)(Q)	290	192	290	192
親魚の1回あたりの産卵数(a)	14,000		26,000	
親魚の産卵回数(n)	2		3	
産卵から流下までの生存率(d)	0.07		0.24	
産卵に参加した親魚数(尾)(P)	3,000	2,000	310	210

2.4.2 産卵場

2007年の産卵場は河口より14.4km以上上流であったと考えられるが、大和川河川事務所が行った調査で、河口より14.6～17.0km上流の地点で産卵場が確認されたことや、河口より17km上流にある河内橋で行われた調査で仔アユの流下が確認されなかったことより(国土交通省近畿地方整備局 2007)、産卵場は河口より14.4～17.0km上流の地点に存在していたと考えられた(図 2-5)。アユの産卵場は長良川において河口より20～40km上流、矢作川において河口から20～60km上流と数十kmの範囲に形成されることが多いが(高橋ら 2006)、大和川の産卵場は約2kmの範囲に形成されていた。この原因として、大和川は河口から17.5km上流に柏原堰堤があり、それよりも下流の非常に狭い範囲がアユ成魚の生息場と考えられ、このため産卵場も狭い範囲に形成されたと考えられた。一方、2009年では河口からの7.3km以上上流の地点と推定された。また、仔魚の流下数が20時以降目立ったピークは無く横ばいであったことから、産卵場が数カ所に形成されていたと考えられる。しかし、2007年、2009年ともに産卵親魚や卵の確認はできず、その数は極めて少なかったと考えられる。

2009年以降2012年まで仔魚の流下が確認されており(矢持 2012)、仔魚の流下が確認されなかったのは2008年のみであった。アユの産卵は腹部で河床を攪拌しながら石に卵を付着させ、その石が河床内部に埋まることで、外敵による捕食や卵が流出することを防いでいる。そのために河床が攪拌しやすい浮石状態であることが産卵場として必須条件とされている(高橋ら 2006)。しかし、その浮石状態の河床に粒径の細かい砂が堆積すると、河床が締め固められ産卵時に河床が攪拌されにくくなってしまい、卵が河床表面に付着してしまう。その結果、外敵による食害や出水により卵が流出するなど無効産卵となってしまう可能性が高くなる。ここで浅香エリア上流(河口から6.9km上流)における採泥前後の河床風景をみると(図 2-18)、採泥前は河床表面が粒径0.5～2mmの砂に覆われていたが、採泥後には河床表面に粒径数cmの石があったことがわかる。これは河床内部にあった石が河床表面に出たためであり、このことから粒径数cmの石の上に粒径0.5～2mmの砂が堆積していたことがわかる。この原因として、2008年5月24～25日にかけての大規模な出水の影響が考えられる。河口から17km上流の柏原において河川水位が4m以上増水しており(図

2-19), 上流から大量の砂が流出し, 26日に筆者は浅香地区において砂が1m以上堆積したのを確認している。この大規模な出水により堆積した砂が11月の産卵時期においても産卵場に堆積していたと考えられ, そのためアユの産卵が無効産卵となってしまう, 2008年に仔魚の流下が確認されなかった一因と推察された。しかし, 2009年には0.5~2mmの砂の割合が2008年に比べ減少しており, さらに, 仔魚の流下が確認された。このことから, 2009年の産卵時期には産卵環境が回復していたといえる。

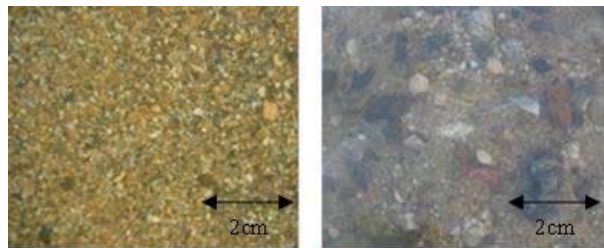


図 2-18 浅香エリア上流における採泥による河床の変化 (左: 採泥前, 右: 採泥後)

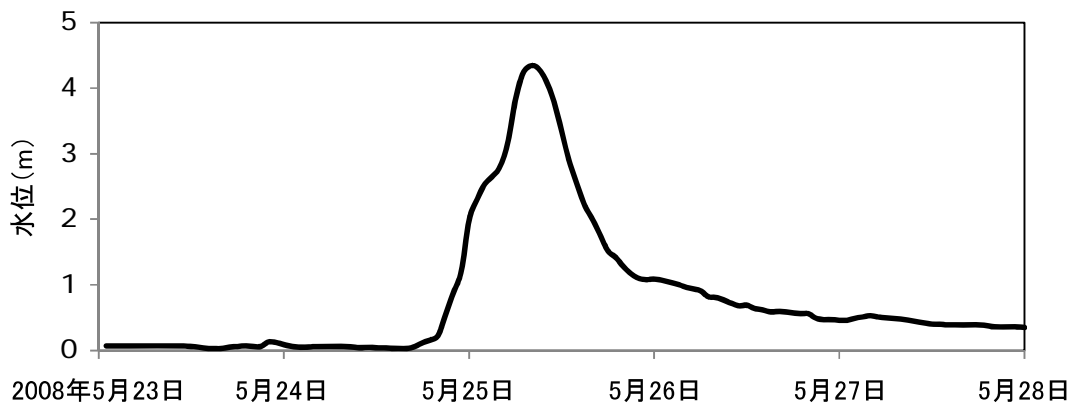


図 2-19 2008年5月23日-28日の柏原の水位変化

2.4.3 稚魚の成長

2008年3~4月にかけて約1ヶ月間稚魚が採集されたが, 調査日による稚魚の孵化日の差は無かった。また, 2009年1月15日に採集された体長36mmの個体は2008年11月14日に孵化したと推定されており, 2008年12月19日に採集された体長23~30mmのアユの孵化日とほぼ一致する。これらのことより, 大和川河口域において稚魚が成長していたと考えられた。次に, 成長速度について, 吉本ら(2007)は田辺湾で採集された平均体長が38.7mm(1992年), 41.8mm(1994年)の稚魚の平均成長速度はそれぞれおよそ0.39mm/day, 0.47mm/dayとしている。2008年3~4月に大和川河口域で採取された稚魚の成長速度は0.30mm/day程度であり, 大和川河口域での成長速度は田辺湾に比べ遅いことがわかった。

ここで吉本ら（2007）はアユの成長速度は水温と餌である動物プランクトンの量が影響するとしており、大和川河口域の水温が 14.8°C （2007年12月）と田辺湾の 20.4°C （1992年12月）に比べ低かったことから、水温が田辺湾に比べアユ稚魚の成長が遅い原因の一つと推察された。一方、2008年12月19日、2009年1月15日に採集された稚魚の成長速度は $0.48\sim 0.76\text{mm/day}$ と高い値を示したが、この時に採取された稚魚は体長が $23\sim 36\text{mm}$ と2008年3～4月に採取されたアユや田辺湾で採取されたアユに比べ小さい個体が多かったため、成長速度の比較は困難であった。そこで2008年12月19日、2009年1月15日に採集された稚魚のうち比較的大きい、体長が 35mm 、 36mm の2個体についてみると、成長速度はそれぞれ 0.50 、 0.48mm/day 程度と2008年3～4月に採集されたアユの $0.29\sim 0.33\text{mm/day}$ と比べ高い値を示していた。10月～11月前半にかけて孵化したアユは、12月に孵化したアユよりも成長速度が早いとされており（吉本ら 2007）、体長 35 、 36mm の2個体の孵化日はそれぞれ10月23日、11月14日と算定されており、そのために2008年3～4月に採集された同サイズのアユと比べ、成長速度が高かったと考えられた。

2008年3～4月の灯火採集により採集された稚魚は2007年11月29～12月20日に孵化したと算定されたが、流下仔魚調査より、2007年の大和川で仔魚のほとんどが11月の1ヶ月間に孵化していたことから、比較的遅くに孵化したアユであったと考えられる。ここでアユの仔魚は、早く産まれた個体は海域に広く分布し、遅く産まれた個体は河口域周辺にとどまることが多いとされている（高橋ら 2006）。このことから、早く生まれ海域に広く分布した個体はほとんど大和川に戻ってきていない可能性が示唆された。

一方、2008年12月2009年1月の灯火により採集された稚魚は10月中旬から11月末に孵化した仔魚であることがわかった。その間、大和川阪堺電車鉄橋において仔魚の流下調査を行ったが仔魚は確認されなかった。このことより、灯火により採集された稚アユが大和川から流下したアユでは無い可能性が高い。ここで大阪湾に流入する河川で、大和川と隣接している淀川は河口よりおよそ 10km 上流に淀川大堰があり新淀川と大川に分かれ、さらに大川は安治川と尻無川と木津川に分岐し大阪湾へと流れ込む（図 2-20）。平水時の淀川の流量は高浜（河口よりおよそ 30km 上流の地点）で $150\sim 200\text{m}^3/\text{s}$ であり、淀川大堰から魚道を通り新淀川へ流される流量はおよそ $5.0\text{m}^3/\text{s}$ である。つまり淀川を流れた水のほとんどが大川へと流されるため、淀川上中流を流下してきた仔魚の多くは大川を流れると考えられる。そして木津川などから大阪湾へと流れついた仔魚が大和川河口域に出現した可能性がある。

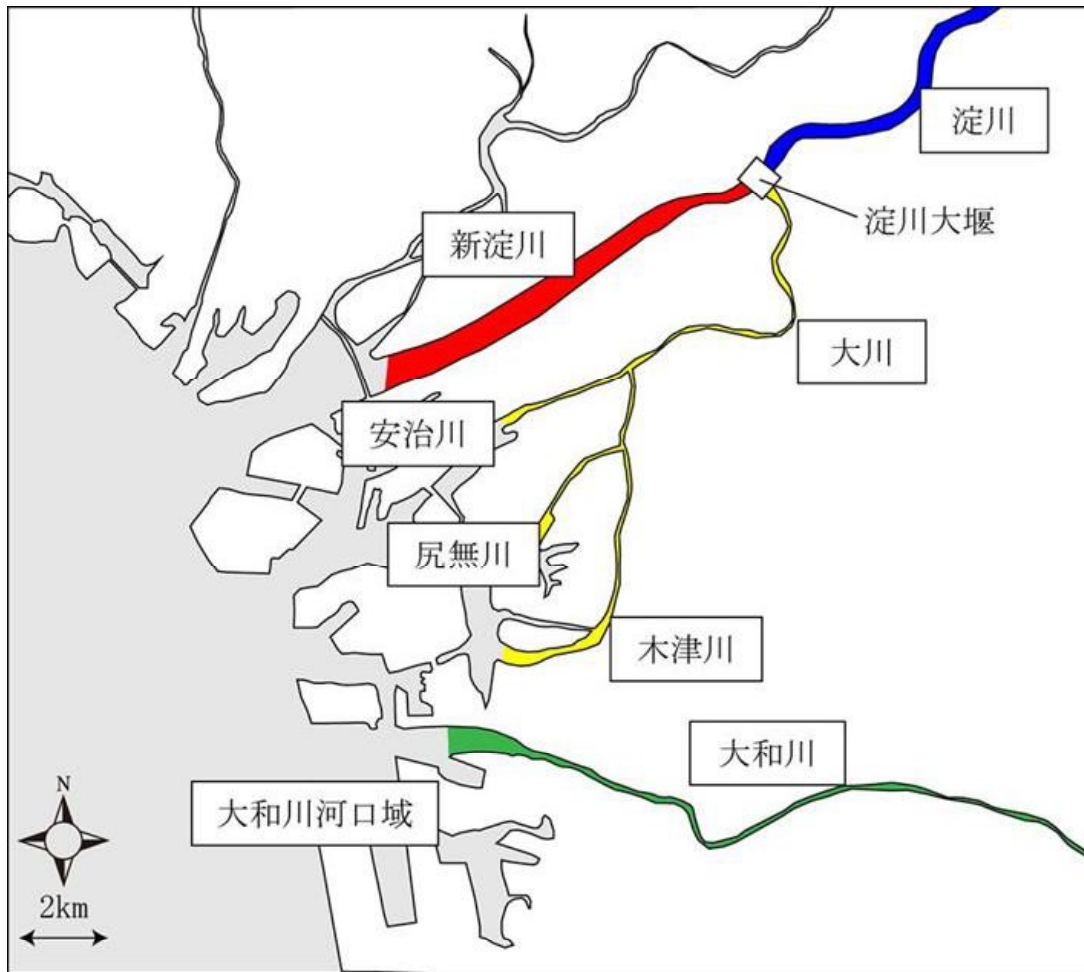


図 2-20 淀川水系の下流域と大和川下流域

2.4.4 稚魚の分布

アユ稚魚は接岸期に河口域の干潟や砂浜などの浅場に蟄集するとされており、大和川周辺海域においては、堺浜人工砂浜、生物共生型護岸そして堺2区沖人工干潟（2014年現在、造成中）において（図2-6）、本研究と同様の小型地曳網と小型曳網を用いた調査で体長20～60mm程度のアユ稚魚が採集されている（矢持 2011, 堺市ホームページ）。大和川河口域は海域側が泊地となっており水深が深く、上記の3つの人工干潟などを除くと河川1右岸側の河口干潟が大和川河口域において唯一の浅場であるが、河川1を含むすべての河川側の調査地点において曳網調査ではアユ稚魚が1尾も採集されなかった。このようにアユ稚魚採集の実績のある小型地曳網や小型曳網でアユ稚魚が採集されなかったことから、大和川河口域の河川側においてアユ稚魚の分布する可能性は低い、または分布してもその数は極めて少ないと考えられる。河川側においてアユ稚魚の分布が少ない原因として、堆積物の有機物含有量が挙げられる。山本ら（2008）は、矢作川の河口域において堆積物の有機

物含有量の指標である強熱減量とアユ稚魚の採集数に負の相関があると指摘しており、底質の強熱減量が1%未満の場所で稚魚のほとんどが採集されたと報告している。河川1右岸は強熱減量が0~0.5, 0~2cmで6.2, 8.0%と矢作川河口域においてアユ稚魚が確認された地点に比べて極めて高かった。また泥分率が60%, ORPが-156mVであったことから、有機物の堆積が多く、還元的な環境であったといえ、これらがアユ稚魚の分布していない原因の一つである可能性が示唆された。一方、アユ稚魚が採集された海域1においても強熱減量が0~0.5, 0~2cmで1.9%, 4.5%と1%よりも高い値を示しており、強熱減量が1%よりも高い地点にアユ稚魚が分布するほど、大和川河口域全域で堆積物中の有機物含有量が高いと推察された。しかし、河川1流心の強熱減量は0~0.5, 0~2cmで1.2, 1.8%と海域1と比べると低い値であったにも関わらず、アユ稚魚は採取されなかった。このことから、河川側には堆積物の有機物含有量以外にもアユ稚魚の接岸を妨げる要因があると考えられた。

2.5 まとめ

- ・2007年, 2009年の仔魚の流下期間はそれぞれの11月3日~12月14日, 10月22日~12月3日とどちらも約40日間であり, 総流下数はそれぞれ290万尾, 190万尾と推定されたが, 極めて少ない流下数であった。総流下数から算出された産卵に参加した親魚の数は, 数百から数千尾と試算された。
- ・2008年には仔魚の流下が確認されなかった。この年は産卵場の河床の石の間に粒径が0.5~2mmの砂が入り込み, 堆積物表面を覆っていた。
- ・2008年3月13日~4月12日に大和川河口域の海域側で6個体のアユ稚魚が採集された。そのうち4個体については孵化日が2007年11月29日~12月20日と推定され, 比較的遅くに生まれた個体であったことがわかった。2008年12月19日, 2009年1月15日に大和川河口域の海域側で採集された稚魚は, 孵化日より大和川で孵化した仔魚ではないことがわかった。
- ・大和川の河川内にある河口干潟ではアユ稚魚が確認されなかった。この地点の堆積物中の強熱減量は8%と他の地点に比べ高い値であった。アユ稚魚が採集された海域側よりも強熱減量の値が低かった河川流心においても, アユ稚魚は採取されなかった。

参考文献

- ・ Tsukamoto K. and Kajihara T. (1987) Age determination of ayu with otolith, *Nippon Suisan Gakkaishi*, 53 (11), pp.1985-1997.
- ・ 東健作, 平賀洋之, 木下泉 (2003) 降下仔アユの海域への分散に及ぼす降水量の影響, *日本水産学会誌*, 69 (3), pp.352-358.
- ・ 内田和男, 清水昭男, 阿部信一郎, 佐藤年彦, 桂和彦, 坂野博之 (2006) 鼠ヶ関川におけるアユの個体数の推定, *水産総合研究センター研究報告別冊*, 5, pp.197-202.
- ・ 鬼束幸樹, 東野誠, 高見徹, 永矢貴之, 大塚法晴, 秋山壽一郎, 松本和也 (2004) アユの産卵に必要なパラメータの選定と産卵密度の予測, *水工学論文集*, 48, pp.1549-1554.
- ・ 金澤光, 田中繁雄, 大倉正 (1996) 利根川における流下仔アユ実態調査, *埼玉県水産試験場研究報告書*, 54, pp.8-16.
- ・ 河野博 (2006) 東京湾 魚の自然史, *東京海洋大学魚類学研究室編*, pp.42-44.
- ・ 環境省水・大気環境局 (2012) 底質調査方法, p.37.
- ・ 木村晴保, 茂木宏友 (2004) アユ産卵期の降水量と気温がアユ漁獲量に及ぼす影響評価手法, *水産工学*, 41 (2), pp.165-169.
- ・ 国土交通省近畿地方整備局 (2007) 平成 18 年大和川河川環境特性検討業務報告書, pp.12-28.
- ・ 国土交通省水環境・国土保全局 (2014) 国土交通省河川砂防技術基準調査編 (第 2 章第 4 節), pp.1-34.
- ・ 堺市ホームページ <http://www.city.sakai.lg.jp/> (2014 年 5 月 20 日確認)
- ・ 嶋田啓一, 後藤浩一, 山本一生, 和田吉弘 (2006) 長良川における稚アユ遡上量の予測に関する検討, *日本水産学会誌*, 72 (4), pp.665-672.
- ・ 高橋勇夫, 東健作 (2006) ここまでわかったアユの本, *築地書館*, 246p.
- ・ 田子泰彦 (1999) 庄川におけるアユ降下仔魚量の推定, *日本水産学会誌*, 65 (4), pp.718-727.
- ・ 日本水産資源保護協会 (1980) 新編水質汚濁調査指針, 恒星社厚生閣出版, pp.237-264.
- ・ 向井哲也, 後藤悦郎, 森山勝, 由木雄一, 石田健次 (2002) 高津川アユ沿岸調査, *島根県内水面水産試験場事業報告書*, pp.69-77.
- ・ 山本敏哉, 三戸勇吾, 山田佳裕, 野崎健太郎, 吉岡靖則, 中田良政, 新見克也 (2008) 矢作川河口周辺海域 (三河湾西部) におけるアユ仔稚魚の分布と底質との関係, *日本水産学会誌*, 74 (5), pp.841-848.
- ・ 矢持進 (2011) 都市河川河口域の環境動態と稚アユの大量遡上復活に関する研究, *河川整備基金助成事業 (平成 23 年度報告書)*, pp.1-8.
- ・ 矢持進 (2012) 都市河川河口・下流域における天然アユの遡上・産卵・孵化復活に関する研究, *河川整備基金助成事業 (平成 24 年度報告書)*, pp.1-26.
- ・ 吉本洋, 藤井久之, 中西一 (2007) 紀伊半島西岸域における稚アユの成長, *日本水産学会誌*, 73 (6), pp.1057-1064.

第3章 アユ未成魚の遡上

3.1 はじめに

大和川における天然アユ遡上数の増加に向けて、現状の天然アユの遡上数の推定を行った。次に遡上数が少ない原因を究明するために、隣接する淀川と水質比較を行い、さらに下流域における詳細な水質調査を行った。

一般に、河川でのアユの遡上数の推定方法としては、魚道などにおける目視観察やビデオ観察による推定方法（嶋田ら 2006, 淀川環境委員会 2013）、多摩川で行われている標識放流と定置網の採集数から推定する方法などが挙げられる（東京都島しょ農林水産総合センター 2014）。本研究では、河口から 17.2km 上流の位置にある柏原堰堤とその右岸に 2010 年に新設された魚道（以後、柏原新魚道とする）において、アユ未成魚のサンプリングを行った（図 3-1）。採集したアユから耳石を取り出し、蛍光 X 線分析によりストロンチウム（Sr）を測定することで天然アユと放流アユを判別し、その比率から天然アユの遡上数を推定した。

柏原堰堤は 1954 年に完成した幅 163.4m、高さ 2.7m（最大水面差は 1.5m 程度）の堰堤である。堰堤中央部には既設の魚道があるが、中央部にあるため魚道の入り口を水生生物が見つめることが困難である。また、魚道入口に 0.5m の落差があり、多くの水生生物にとって遡上することが難しい状況であった（石飛 2011）。そこで、水生生物が柏原堰堤の上流側へと遡上することを期待して、2010 年 3 月に粗石付斜路型の柏原新魚道が右岸に設置された。

3.2 調査方法

3.2.1 遡上アユの採集

3.2.1.1 採集日と採集方法

2010 年 4 月 22 日～6 月 29 日に計 10 回、柏原堰堤で調査を行った（図 3-1）。採集方法は柏原新魚道では、目合 5.3mm のモジ網でできた幅 150cm、奥行き 50cm、高さ 37cm のカゴ網を柏原新魚道全面に設置し、柏原新魚道を遡上するアユをすべて採集した。また、柏原堰堤下流ではナイロン製で直径 2.8m、目合 12.1mm と絹製で直径 3.3m、目合 12.1mm の 2 種類の投網で遡上アユを採捕した。採集したアユは体長・重量を測定したのち、70%エタノールで保存し、それらの一部を耳石分析に用いた。また、体長と重量から肥満度を式 3-1 より求めた。さらに、国土交通省近畿地方整備局大和川河川事務所（以後、大和川河川事務所とする）も同様の調査を行っており、国土交通省河川事務所が採集したアユも貰い受け、以下に示す耳石の蛍光 X 線分析に用いた。

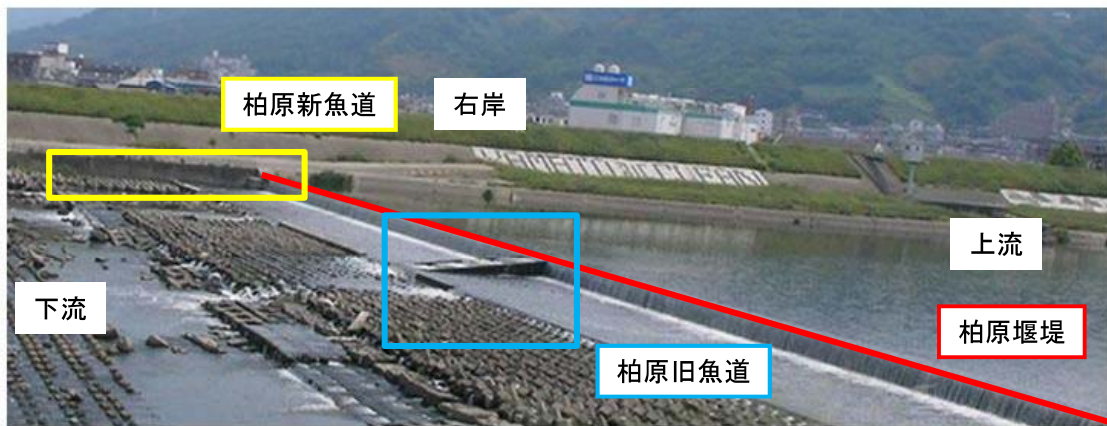


図 3-1 柏原堰堤，大和川河川公園の位置と新魚道，旧魚道の写真

$$k = \frac{w}{L^3} \times 1000 \quad (\text{式 3-1})$$

k : 肥満度

w : 重量 (g)

L : 体長 (cm)

3.2.2 天然アユと放流アユの識別

3.2.2.1 人工アユの放流

大和川では人工的に飼育されたアユ（以後、放流アユとする）の放流が行われており、2010年は4月24日に河口から5km上流の大和川河川公園地先において（図3-1）、およそ100kgのアユ未成魚が放流された。放流アユの重量は $12.4 \pm 3.3\text{g}$ （ $n=16$ ）であったので、放流数はおよそ8,000尾であった。なお、放流前のアユを16尾持ち帰り、体長・全長・重量を測定し、一部の個体について放流アユの指標（以後、放流指標アユとする）とするために耳石分析に用いた。

放流アユの飼育プロセスと水温を表3-1に示す。2009年10月上旬に山口県内海漁業栽培センターで孵化したアユは塩分33psuの海水で飼育され、2010年2月2日に海水：淡水比が1：2の1/3海水で和歌山県にある紀ノ川漁業協同組合に輸送され、2月4日まで1/3海水で飼育後、放流されるまでの間、淡水で飼育された。

3.2.2.2 耳石分析による天然アユと放流アユの識別

Srは水域環境に含まれる微量元素であり、魚類の耳石はSrなどの微量物質を吸収し、長期保存する性質がある。河川水中のSr濃度は海水中の濃度に比べると1/100程度と低い。海と川を行き来する回遊魚は、この濃度差により海域成育期に形成された耳石部分のSr濃度が高く、河川成育期に形成された部分が低くなる。前述の通り、耳石には日周輪があるため、耳石の中心から縁辺部に至るSrの変化と日周輪を対応させることで、海域と河川の回遊履歴が明らかとなる（大竹2007）。耳石のSrは微小部蛍光X線分析により測定した。

(a) 蛍光X線分析

第2章に示した方法でアユの耳石を摘出し、乾燥した後、耳石の凸面が上になるようにアクリル板の上に置き、ポリエステル樹脂（F-04-005、エポック社製）と硬化剤（P-01-005、エポック社製）を用いて耳石を包埋した。固定後、耳石中心部が露出するまで粒度 $15\mu\text{m}$ 、 $9\mu\text{m}$ 、 $3\mu\text{m}$ のラッピングフィルムシート（住友スリーエム社製）を用いて研磨した。研磨した耳石の一方の縁辺部から他方の縁辺部に中心を通る線上で蛍光X線分析を行った（図3-2）。測定器としては中澤ら（2012）が作成したポリキャピラリーX線レンズを用いた微小部蛍光X線分析装置を用いた。耳石の分析には一般に電子プローブX線マイクロアナライザー（通称EPMA）が用いられるが、耳石試料に電気伝導性を持たせる必要があることや、電子線により試料が損失してしまう可能性があることが考えられるため、今回は微小部蛍光X線分析装置を用いてSrの測定を行った（中澤ら2012）。

表3-1 放流アユの飼育プロセスと水温

	孵化 2009年10月上旬	栽培センター飼育期間 ⇒ 海水(33psu)	輸送・馴致期間 2010年2月2-4日	日高漁協飼育期間 ⇒ 淡水(0psu)	河川放流 2010年4月24日
飼育水	-	海水(33psu)	1/3海水(11psu)	淡水(0psu)	-
水温	-	20-9°C	6°C	15°C	-

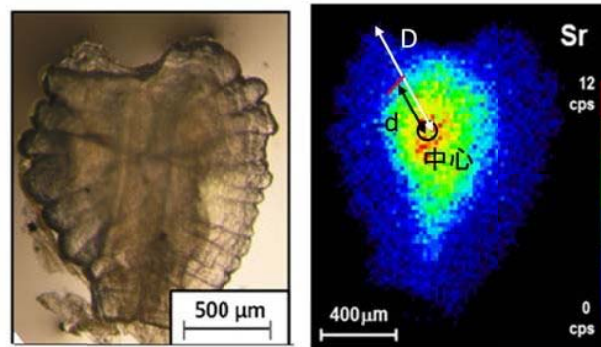


図 3-2 アユ耳石の光学顕微鏡写真（左）と蛍光 X 線分析による Sr 計測画像（右）

3.2.2.3 天然アユと放流アユの識別

天然アユと放流アユには生活履歴の違いがある。一般に天然アユは晩秋から初冬にかけて孵化し、孵化後すぐに海へと流下する。その春に河川へと遡上するが、その間の半年程度の期間、海域で成育する。大和川においても 11 月～12 月に流下仔魚が確認されており、3～4 月に河口域周辺海域でアユの稚魚が採集されている（第 2 章）。それに対し、放流指標アユは表 3-1 から、海域（海水）での成育期間は 4 ヶ月以下と 2 ヶ月程度短い。ここで、放流指標アユは淡水成育期間が 78 日間とわかっているため、耳石の縁辺部から日周輪が 78 本目である位置（図 3-2 中の赤線部）の Sr の値を求め、これを海水から淡水への移行期間の境界 Sr 値とした。そして Sr 値が境界 Sr 値よりも高くなる海水成育期の距離の割合を海水成育期割合とし（式 3-2）、その海水成育割合が放流指標アユのそれよりも大きい個体を天然アユとした。なお、採集日は放流日から最長で 44 日後であるため、天然アユであっても淡水成育期間の割合が大きくなり、海水成育期割合が放流指標アユよりも低くなる可能性があり、放流アユと誤認する危険性がある。このことを避けるために、放流日（2010 年 4 月 24 日）から採集日までの日数に応じた距離を耳石縁辺部から省き、放流日を基準にした海水成育期割合で天然アユと放流アユの識別を行った。また、Sr のカウント値は耳石中心からの距離に対し単調減少ではなく、振動しながら減少しているため、初めて境界 Sr 値をした時までを海水成育期とし、その割合を求めた。

$$R = \frac{d}{D} \times 100 \quad (\text{式 3-2})$$

R : 海水成育割合 (%)

d : 耳石中心から放流日の日周輪までにおいて海水で成育した部分の距離 (μm)

D : 耳石中心から放流日の日周輪までの距離 (μm)

3.2.2.4 天然アユ遡上数の推定

捕獲アユを天然アユと放流アユに識別した後、遡上数をピーターセン法により推定した。ピーターセン法とは、魚類のように活発に動き回る生物に対して標識を利用して個体数を推定する方法であり、ある特定の水域に生息する個体数に対する標識魚の割合とその水域での捕獲数のうち標識魚の個体数の割合が同じであるとして総個体数を推定する方法である(水野 1998)。本研究では、放流アユを標識魚とみなし、大和川柏原堰堤下流に生息する天然アユと放流アユの比率と捕獲したアユにおけるそれらの比率が等しいと考え、天然アユの遡上数を推定した(式 3-3)。また、放流箇所である大和川河川公園地先から柏原堰堤までの放流アユの生存率については大和川の支流である石川での報告値 0.5 を用いた(御勢 1999)。ここで、一般的にアユ成魚の生息場は河川中流域(河口から数十～数百 km)であり(内田 2002, Abe *et al.* 2000)、柏原堰堤(河口から 17.2km)はアユ成魚の生息場としては下流である。さらに柏原堰堤よりも下流にはアユ成魚の成育に必要な藻類が付着するための石や礫がほとんどない。これらのことより、大和川を遡上したアユ(天然、放流ともに)のほとんどが柏原堰堤まで遡上すると考え、柏原堰堤での遡上数を大和川における遡上数とみなした。

$$N = m \times s \times \frac{c}{r} \quad (\text{式 3-3})$$

N : 大和川における天然アユの遡上数

m : 大和川における放流数 (=8,000 尾)

s : 放流アユの生存率 (=0.5)

c : 捕獲したアユのうち天然アユの尾数

r : 捕獲したアユのうち放流アユの尾数

3.2.3 水質データの比較

3.2.3.1 採水時期と地点

データは国土交通省水文水質データベースの定期採水データを使用した。海域で生息していたアユが河口域に集まり始める 2 月から淀川で遡上時期である 6 月までの水質について、以下に示す水質項目についてデータが揃っている 1995 年から 2013 年のデータを使用した。採水地点は国土交通省水文水質データベースの定期採水データで採水している大和川、淀川の最下流地点である、遠里小野橋(河口から 4.4km)、伝法大橋(河口から 2.8km)とした(図 3-3)。

3.2.3.2 水質項目

河川水の有機物汚濁の指標として用いられる BOD はアユの成育条件として水産用水基準において 3mg/L 以下とされている(日本水産資源保護協会 1995)。また、水中生物特に淡

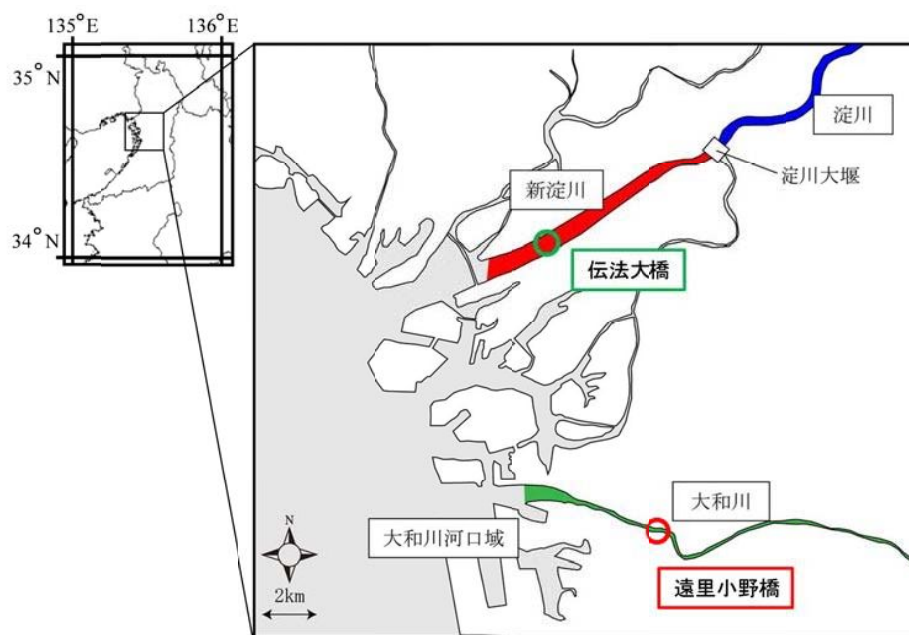


図 3-3 水文水質データベースの採水地点

水生生物への毒性が強いとされているアンモニア態窒素（以後、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ とする）と遊離アンモニア（以後、遊離 NH_3 とする）について、風間ら（2001）は $\text{NH}_4^+\text{-N}$ や遊離 NH_3 が一定レベル以下であることがアユの遡上の必要条件であるとしており、また菊池ら（1997）は水生生物が正常に生息し繁殖するためには、遊離 NH_3 濃度を 0.02mgN/L 以下に維持する必要があるとし、リスク評価指針値としている。このようにアユの成育に影響するとされている BOD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、および遊離 NH_3 の 3 項目について淀川と大和川の水質を比較した。

(a) BOD（生物化学的酸素要求量）

BOD とは好気性微生物が一定期間（5 日間）に水中の有機物を酸化、分解する際に消費する溶存酸素量のことであり、河川の有機物汚濁の指標として用いられる。

(b) 遊離 NH_3

遊離 NH_3 とは $\text{NH}_4^+\text{-N}$ から遊離したアンモニアのことで、遊離 NH_3 の濃度は式 3-4 に示す Anthonisen らの式により算出することができる（Anthonisen *et al.* 1976）。

$$[\text{NH}_3] = \frac{[\text{NH}_4^+ - \text{N}] \times 10^4}{\exp(6344/(273+T)) + 10^4} \quad (\text{式 3-4})$$

$[\text{NH}_3]$: 遊離 NH_3 濃度 (mgN/L)

$[\text{NH}_4^+ - \text{N}]$: アンモニア態窒素濃度 (mgN/L)

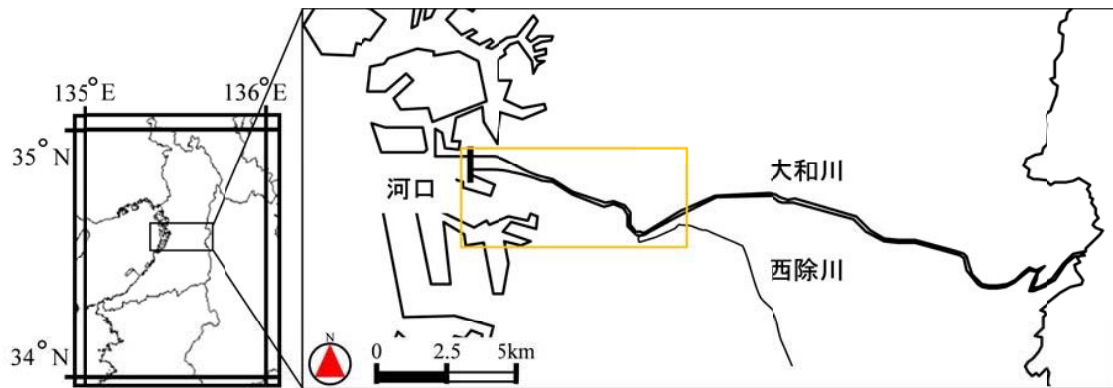
A : pH

T : 水温 (°C)

3.2.4 大和川下流域における水質調査

3.2.4.1 調査日と調査地点

大和川下流域において西除川の影響を明らかにするため、水質調査を行った。大和川との合流直前の西除川（ライン②）と西除川合流前後の大和川（ライン①，③）において河川に対し横断方向で採水し，ライン③の200m下流から左岸側で河川に対し縦断方向におよそ200m毎に採水した（ライン④）。西除川と大和川の合流部からおよそ2km下流の遠里小野橋下（ライン⑤），さらにおよそ1km下流毎に3ライン（ライン⑥～⑧）において河川に



ライン No	ライン名	河口からの距離 (km)	採水点数	
			2009年	2013年
①	西除川合流前	6.6	4	4
②	西除川	6.5	3	3
③	西除川合流後	6.4	8	8
④	大和川河川公園前	4.4～6.4	8	3
⑤	遠里小野橋下	4.4	4	0
⑥	大和川大橋下	3.4	2	0
⑦	阪堺大橋下	2.5	2	0
⑧	阪神高速湾岸線下	1.5	7	7

— 採水ライン(横断方向)

— 採水ライン(縦断方向)

図 3-4 大和川下流域における水質調査地点図 (Google マップより引用)

対し横断方向で採水した（図 3-4）。ここで、横断方向に採水したラインでは採水地点が 2 点の場合は左岸と右岸で採水し、3 点以上の場合は左岸と右岸とその他を等間隔に採水した。調査日はアユの遡上時期である 2009 年 4 月 29 日と 2013 年 5 月 9 日とし、2009 年には上記の全 8 ライン、38 点とし、2013 年にはライン①～③、⑧の全 22 点とライン④の上流側 3 点の合計 25 点で調査を行った。なお、大和川下流には阪神高速 15 号堺線（河口から 4km 付近）と阪神高速 4 号湾岸線（河口から 1.5km 付近）の 2 本の阪神高速道路が架かっているが、阪神高速 4 号湾岸線下のライン⑧を阪神高速湾岸線下とする。

3.2.4.2 調査項目

調査項目は水温、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と遊離 NH_3 濃度とし、2013 年には結合残留塩素であるモノクロラミン（以後、 NH_2Cl とする）についても調査した。2009 年は現地にて水温を棒状温度計により測定したのち、250mL のプラスチック製ボトルにより採水し、実験室に持ち帰った。実験室では pH メーター（東亜ディケーター HM-30R）により pH を測定後、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度をオートアナライザー（自動栄養塩分析装置 AACS BLTEC 社製）を用いて測定した。2013 年には pH メーター（pH340i WTW 社製）により水温、pH を現地にて測定し、250mL のプラスチック製ボトルにより採水し、実験室に持ち帰った。実験室では $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度をオートアナライザーにより測定し、 NH_2Cl 濃度は分光光度計（UVmini-1240 SHIMADZU 社製）を用い、DPD 法に準じ測定した。なお、遊離 NH_3 濃度は式 3-4 より、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と水温、pH から算出した。

(a) 結合残留塩素

都市部周辺で河川の水質が汚濁されている原因は人為的な汚濁が強いためであるが、近年、都市域における下水道普及率は向上しており、大阪市や堺市の下水道普及率は 99% よりも高く、大阪府においても 95.0% と極めて高い（大阪府都市整備部下水道室 2014）。このことから都市部から排出される汚濁物質のほとんどは下水処理されてから河川へと流入するといえる。下水処理水は公共用水域に排出する際には、放流水中の大腸菌群数が 3,000cell/mL 以下と定められており、現在の日本の下水処理場では塩素により放流水が消毒されている。塩素消毒する際に投入する遊離塩素は下水処理水中に含まれるアンモニアと反応して、結合型残留塩素である NH_2Cl を生成する（式 3-5）。そのため、下水処理水中にはアンモニアと一緒に NH_2Cl が共存することが多く、アンモニアと NH_2Cl が共存することで水生生物に対する影響が大きいと報告されている（鈴木ら 1996, Newman R.M. *et al.* 1989）。



3.3 結果

3.3.1 天然アユの遡上数の推定

3.3.1.1 採集したアユの体長，体重ならびに肥満度

アユの採集日，方法，尾数，体長，体重と肥満度を表 3-2 に示す。アユはすべて投網により採集されており，柏原新魚道におけるカゴ網では 10 回の調査を行ったが，1 尾も採集されなかった。尾数が 1 個体であった 5 月 5 日を除くと，各採集日における体長，体重の平均値は 5 月 26 日がそれぞれ 12.3cm, 22.5g と他に比べ有意に高い値であったが ($P < 0.01$)，その他はあまり大きな差はなく，肥満度の平均値は採集日，体長，体重にかかわらずほとんど同じ値であった。大和川河川事務所が行った調査により 5 月 16, 17, 22, 27 日，6 月 1, 6 日の 6 日間に採集された 46 尾のアユを含めた 89 尾の採集アユと放流標識アユの体長分布を図 3-5 に示す。採集されたアユは体長 6~16cm であり，9cm (9.0cm 以上 10.0cm 未満) の個体数が 24 尾と最も多く，放流標識アユは 9~12cm で，各体長はほとんど同じであった。耳石の蛍光 X 線分析に使用したアユは体長組成比が採集アユとほとんど同じとなるように，27 尾選定した (図 3-5)。

表 3-2 アユの採集日，方法，尾数，体長，体重，肥満度

採集日	方法	尾数	体長(cm)	体重(g)	肥満度
2010年4月28日	投網	9	8.8 ± 1.7*	7.9 ± 1.2	11.0 ± 1.1
2010年5月5日	投網	1	6.8	3.7	11.7
2010年5月9日	投網	11	9.9 ± 1.3	13.5 ± 2.7	12.1 ± 0.8
2010年5月16日	投網	6	8.5 ± 0.7	10.4 ± 1.7	11.0 ± 1.9
2010年5月26日	投網	16	12.3 ± 2.7	22.5 ± 3.3	11.9 ± 2.9

※体長・体重・肥満度の値は平均値±標準偏差

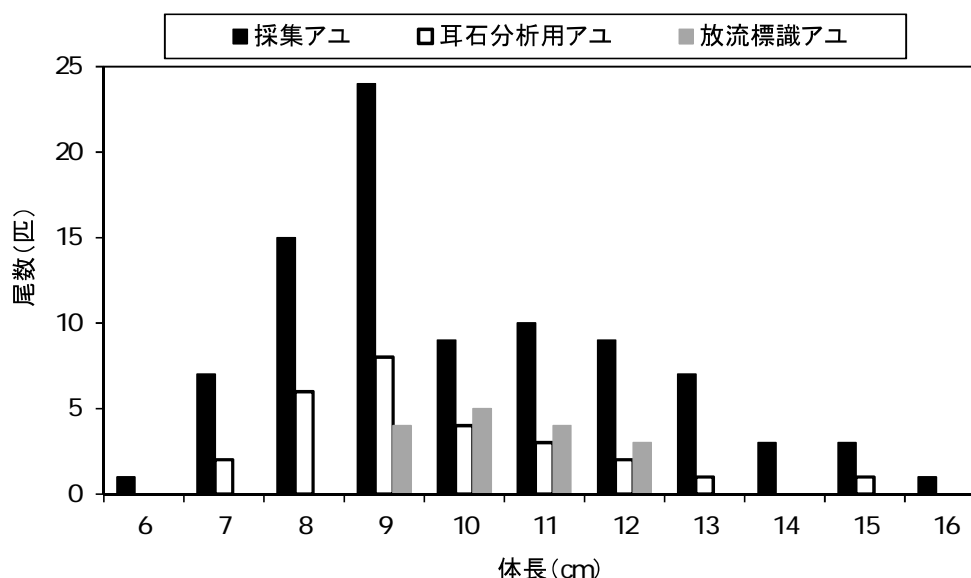


図 3-5 放流標識アユ，採集アユ，耳石分析用アユの体長分布

3.3.1.2 耳石の蛍光 X 線分析

2010年の放流標識アユの体長、体重、淡水成育期の耳石距離、ならびに海水成育期から淡水成育期への移行期における Sr 値（境界 Sr 値）を表 3-3 に示す。耳石日周輪を計測した放流標識アユ 5 尾の淡水成育期耳石距離の平均値は $365 \mu\text{m}$ で、境界 Sr 値の平均値は 1148 カウントであった。この Sr 値 1148 カウントよりも値が高い範囲を海水成育期とし、放流標識アユの海水成育期割合を表 3-4 に示す。放流標識アユの海水成育期の割合は 23.1~58.9% であり、平均値は 42.7% であった。採集したアユのうち確実に天然アユである個体を識別するために、海水成育期の割合が最大値である 58.9% よりも高い値を示した個体を天然アユと判定した。

採集されたアユ ($n=27$) の蛍光 X 線分析結果より求めた海水成育期の割合を表 3-5 に示す。海水成育期の割合が放流指標アユの最大値 (58.9%) よりも小さい個体は、5 月 16 日に採集された 50.4% の個体 (No.9)、5 月 17 日に採集された 56.4% の個体 (No.12)、5 月 19 日に採集された 6.8~57.8% の 3 個体 (No.18~20) と 5 月 27 日に採集された 55.0% の個体 (No.24) の計 6 個体であった。耳石の蛍光 X 線分析を行った 27 尾中、少なくとも 21 尾が天然アユであったと識別された。

表 3-3 放流標識アユの体長・体重と淡水成育期における耳石距離と境界 Sr 値

放流標識アユ No.	体長 cm	体重 g	淡水成育期耳石距離 μm	境界Sr値 cps
1	8.6	7.6	308	1140
2	9.0	8.7	440	1157
3	9.0	9.5	410	1219
4	9.6	10.3	308	1100
5	10.0	11.0	360	1124

表 3-4 放流標識アユの海水成育期割合

放流標識アユ No.	海水成育期割合 (%)
1	58.9
2	30.8
3	40.0
4	40.0
5	57.9
6	47.5
7	58.2
8	23.1
9	28.1

表 3-5 採集したアユの海水成育期割合

No.	採集日	体長 (cm)	海水成育期割合 (%)
1	2010年4月28日	8.3	86.2
2	2010年4月28日	8.6	86.0
3	2010年5月9日	9.0	85.2
4	2010年5月9日	7.5	83.9
5	2010年5月9日	11.5	84.5
6	2010年5月16日	8.3	95.5
7	2010年5月16日	6.6	100
8	2010年5月16日	7.3	100
9	2010年5月16日	9.2	50.4
10	2010年5月16日	10.5	68.1
11	2010年5月16日	9.5	76.7
12	2010年5月17日	14.8	56.4
13	2010年5月17日	8.7	90.9
14	2010年5月17日	8.6	100
15	2010年5月17日	8.2	83.3
16	2010年5月17日	8.0	74.7
17	2010年5月17日	7.5	96.2
18	2010年5月19日	12.5	6.8
19	2010年5月19日	10.4	49.0
20	2010年5月19日	11.6	57.8
21	2010年5月22日	7.0	89.7
22	2010年5月26日	7.0	95.6
23	2010年5月26日	9.3	76.4
24	2010年5月27日	10.2	55.0
25	2010年6月1日	7.7	100
26	2010年6月1日	6.2	90.3
27	2010年6月7日	8.7	84.4

3.3.1.3 天然アユ遡上数の推定

捕獲したアユのうち天然アユを21尾、放流アユ6尾を用いて、式3-3より天然アユの遡上数を推定すると14,000尾と推定された。

3.3.2 水質の経年変化と淀川との比較

1995～2013年の遠里小野橋（大和川）と伝法大橋（淀川）におけるBOD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度、遊離 NH_3 濃度の2～6月平均値の経年変化を図3-6に示す。1995年から1998年にかけて遠里小野橋のBOD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度、遊離 NH_3 濃度はそれぞれ19.4mg/Lから4.8mg/L、7.6mgN/Lから0.74mgN/L、0.12mgN/Lから0.006mgN/Lとそれぞれ急激に低下し、その後は緩やかに減少傾向がみられた。なお、遊離 NH_3 濃度については2011年以降は0.005mgN/L未満であった。一方、伝法大橋では、BODは1995年から2013年にかけて3～5mg/L程度で変動した。また、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と遊離 NH_3 濃度は1995年から2000年まではそれぞれ0.31～0.82mgN/Lと 3.7×10^{-3} ～0.029mgN/L程度であったが、2001年以降は低濃度で推移した。

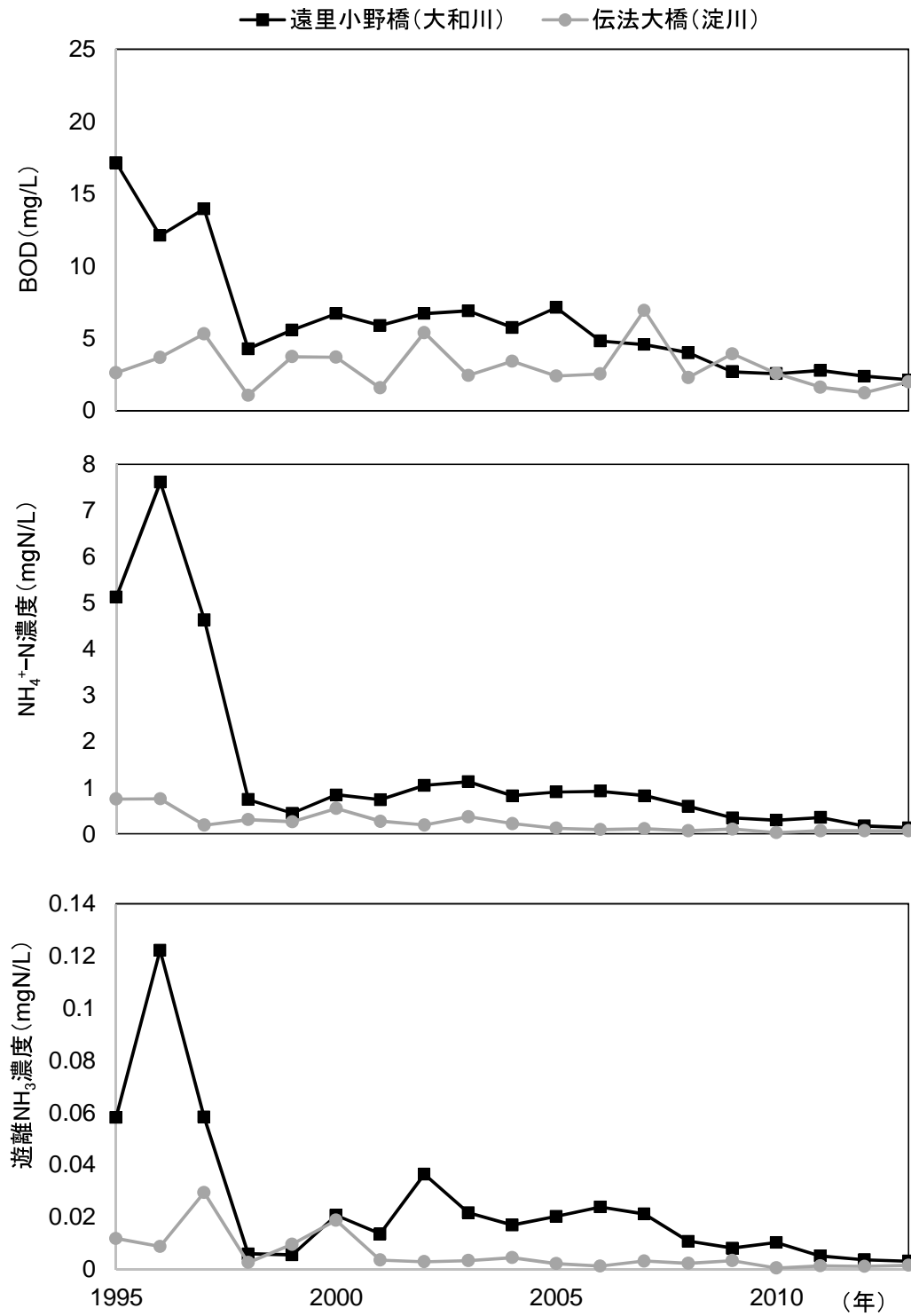


図 3-6 遠里小野橋と伝法大橋における BOD (上) NH₄⁺-N 濃度 (中) 遊離 NH₃ 濃度 (下) の 2-6 月平均値の 1995 年から 2013 年の経年変化

3.3.3 下流域における水質分布

大和川下流域における2009年4月29日の水温、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と遊離 NH_3 濃度を図3-7に示す。水温は16.6~21.9℃と地点により5℃以上の温度差があり、西除川合流前や西除川合流後の中央から右岸側にかけての5地点で16.6~18.1℃とその他の地点に比べて低い値であった。pHは阪神高速湾岸線下が7.79~7.83と他のラインに比べて高い値であり、次いで西除川全3地点と西除川合流後の左岸側3地点、そして大和川河川公園前の上流側2地点が7.6以上と高い値であった。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は0.12~3.2mgN/Lと地点により30倍程度の大きな差があり、阪神高速湾岸線下で高い値を示しており左岸から右岸にかけて減少傾向にあり、西除川や合流後（横断面）の左岸側3地点においても高い値を示した。遊離 NH_3 濃度は 1.2×10^{-3} ~0.093mgN/Lと $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度よりも地点による差が大きく、阪神高速湾岸線下で最も高く、左岸から右岸にかけて減少傾向であった。西除川と西除川合流後の左岸側3地点において遊離 NH_3 が0.03mgN/Lを超える高い値を示しており、大和川河川公園前では上流から下流にかけて減少傾向であった。

2013年5月9日の水温、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と遊離 NH_3 濃度を図3-8に示す。水温は21.5~23.0℃と地点による差が小さく、西除川が22.8~22.9℃と他のラインに比べわずかに高い値を示した。pHは7.42~7.93であり、西除川、大和川河川公園前と阪神高速湾岸線下の全地点と西除川合流後の左岸側3地点で7.7よりも高い値を示し、阪神高速湾岸線下においては左岸から右岸にかけて減少傾向であった。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は 1.3×10^{-3} ~0.13mgN/Lと地点により100倍以上もの差があり、西除川において高い値を示していた。しかし、最も高い値を示した西除川右岸においても0.13mgN/Lであり、2009年4月の最も低い値を示した西除川合流前の0.12mgN/Lと同程度であった。遊離 NH_3 濃度についても $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と同様の傾向が確認され、西除川で最も高い値 5.4×10^{-3} mgN/Lを示したが、2009年4月の最大値0.093mgN/L（阪神高速湾岸線下）と比べると1/20程度の低い値であった。 NH_2Cl 濃度はほとんどの地点で検出限界（0.02mg/L）未満であり、検出されたのが西除川の全地点と西除川合流後の左岸3地点、大和川河川公園前の上流2地点であり、0.028~0.044mg/Lと検出限界よりもわずかに高い値であった。

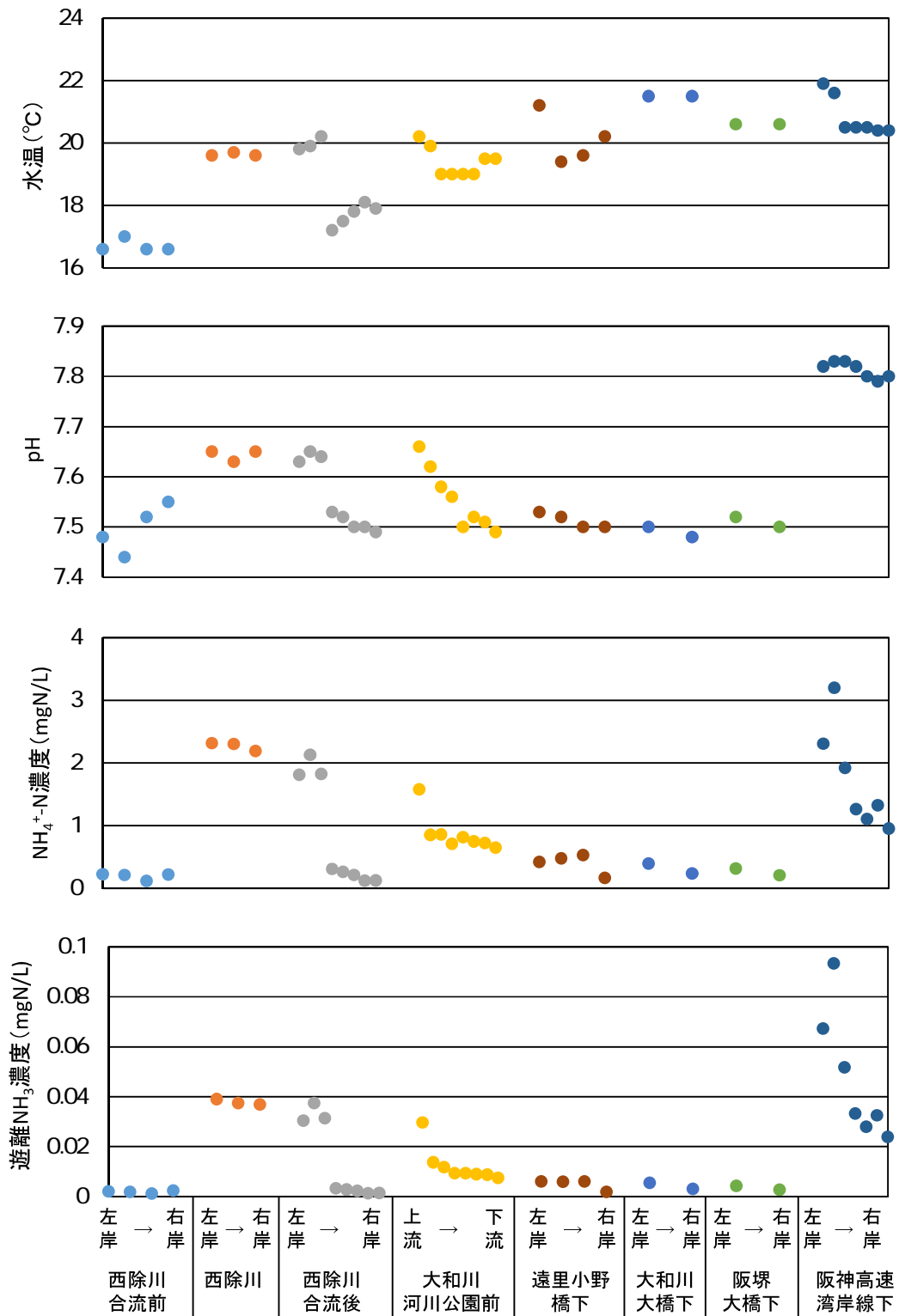


図 3-7 2009 年 4 月 29 日の大和川下流域における水温, pH, NH₄⁺-N 濃度と遊離 NH₃ 濃度

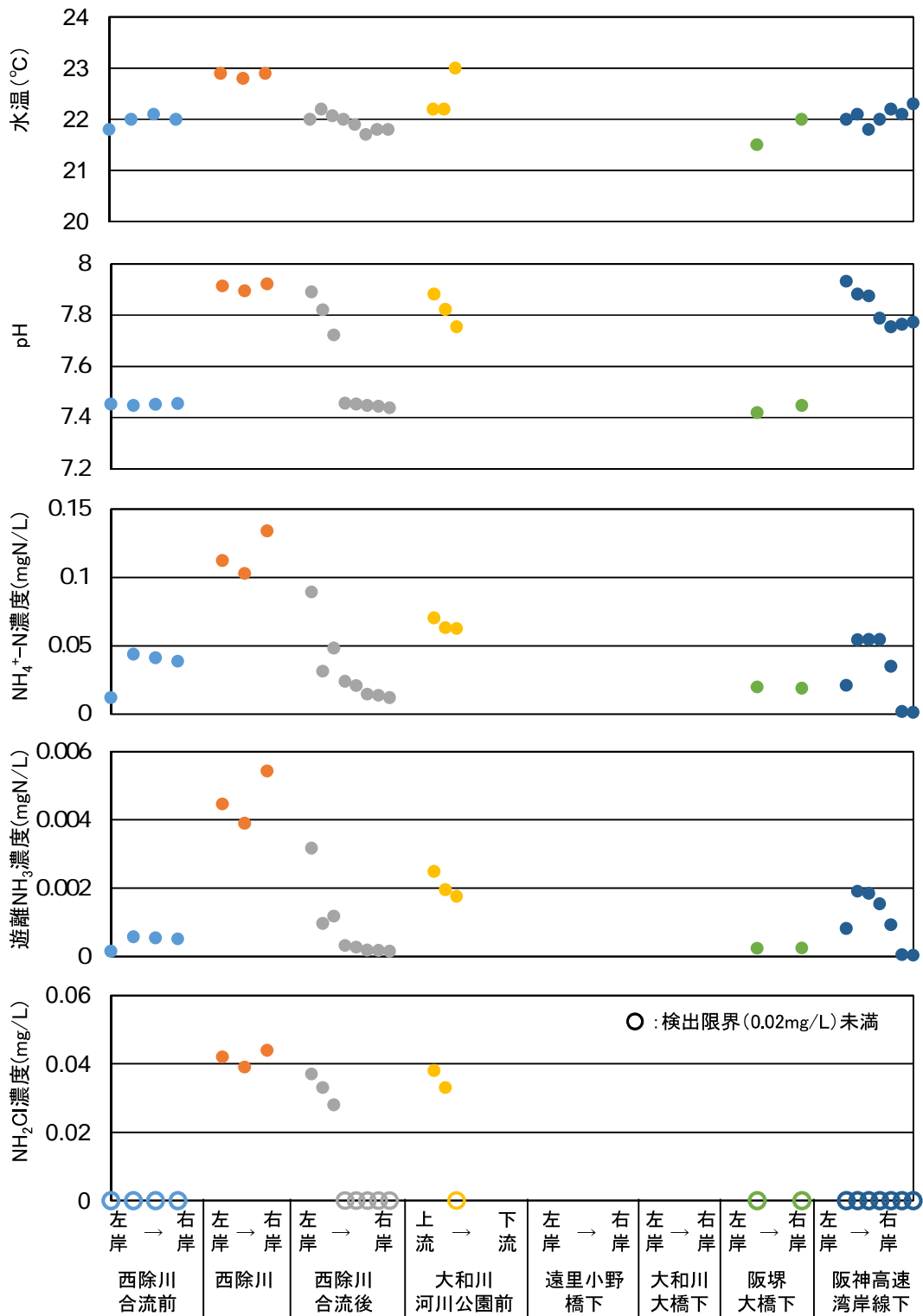


図 3-8 2013 年 5 月 9 日の大和川下流域における水温, pH, NH₄⁺-N 濃度, 遊離 NH₃ 濃度と NH₂Cl 濃度

3.4 考察

3.4.1 天然アユの遡上状況

本調査において採集されたアユはすべて柏原堰堤下であり、柏原新魚道では採集されなかった。大和川河川事務所で行われた調査においては柏原新魚道においてもアユが採集されたが、その採集数は11尾であり、堰堤下における投網による採集数46尾に比べて少なかった。さらに、柏原新魚道ではその全面において採集しているため、柏原新魚道を遡上したアユのほとんどが採集されるのに対し、柏原堰堤下では投網による採集であるので、柏原堰堤下にいるアユの一部しか採集していないといえる。このことから柏原堰堤まで遡上したアユの多くは、堰堤下にとどまっていたと考えられる。肥満度はアユの場合、およそ16以上で良好な成育状態にあると判断できるとされているが（西日本科学技術研究所2010）、大和川で採集されたアユの肥満度は10.4～13.5であり、すべて16未満であった。このことからアユが柏原新魚道をあまり遡上せず、柏原堰堤下にとどまっていたため、過密状態であり十分に成育できなかったかと考えられる。

本研究と同様の方法で矢持（2012）により2011年、2012年の大和川での遡上数もそれぞれ33,000、21,000尾と推定されており、2010年の14,000尾に比べ多くなっているが、数万尾程度であった。一方、隣接する淀川では機械計測により2012年の遡上数が163万尾と推定されており（淀川環境委員会2013）、また、東京の都市河川である多摩川では2012年の遡上数が1,194万尾とされている（東京都島しょ農林水産総合センター2012）。これらの遡上数に比べ、大和川における天然アユの遡上数は極めて少ないといえ、遡上を阻害する原因の究明とその改善が必要である。

3.4.2 水質の推移とアユの遡上への影響

遠里小野橋においてBOD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度、遊離 NH_3 濃度すべての項目について2月から6月の平均値は1996年から1998年にかけて急激な減少が確認された。この原因として1996年8月に下水処理事業が開始された大井水みらいセンター（当時、大井処理場）による下水処理の効果が考えられる（藤井寺市HP）。さらに大和川下流域における下水道普及率をみると（図3-9）、2002年から2011年の10年間で69%から89%と20%以上増加している（大阪府南部流域下水処理事務所2013）。遠里小野橋ではBOD値が1998年に5mg/Lまで急激な減少の後、緩やかに減少傾向にあり、2009年以降は水産用水基準値である3mg/Lを下回っている。また伝法大橋においては1995年から2013年の間、3mg/Lほどで変動していた。次に遊離 NH_3 について、菊池ら（1997）は遊離 NH_3 濃度0.02mgN/Lをリスク評価指針値としているが、遠里小野橋においては1998、1999年に0.005mgN/Lまで低下した後、2000～2007年にかけて0.02mgN/L程度であり、2008年以降は0.01mgN/Lを下回っていた。一方、伝法大橋においては1995～2000年にかけては遊離 NH_3 濃度が0.02mgN/Lを越える年もあったが、2001年以降は0.005mgN/L以下で推移した。これらのことから2009年以降のアユ遡上時期の遠里小野橋のBODと遊離 NH_3 はそれぞれ基準値を下回っており、また大和川より

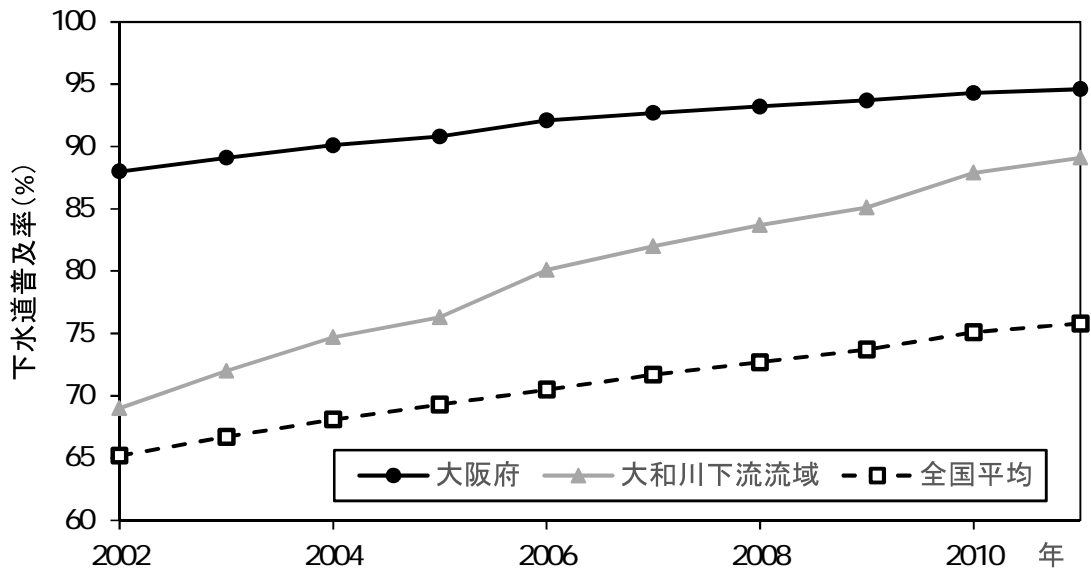


図 3-9 大和川下流流域、大阪府と全国平均の下水道普及率

(大和川下流流域、南大阪湾岸流域下水道パンフレット (2013 年 4 月発行) より引用)

も遡上数の多い淀川下流域と同程度にまで回復しており、2009 年以降両者がアユの遡上にあまり影響を及ぼしていないと考えられた。

大和川において高度経済成長期の水質汚濁以降、2004 年に初めて天然アユの遡上が確認されたが (植野ら 2012)、下水道の普及などで水質が改善されたことが一因となり、天然アユの遡上が確認されるようになったと考えられた。

3.4.3 下流域における水質の変化

2009 年 4 月 29 日の大和川下流域の水質については、水温が地点間で 5°C 以上の差があり、下流の地点程高い値を示したが、これは午前中から午後にかけて上流 (西除川合流前) から下流 (阪神高速湾岸線下) へと調査を行ったので、調査中に気温、水温が上昇したためであると考えられる。しかし、西除川は西除川合流前の次に調査を行っており、比較的早い時間に水温を測定したが、西除川合流前や西除川合流後の右岸側などに比べると高い値であった。このことから西除川の水温は大和川の水温よりも高い値であったといえる。次に遊離 NH_3 についてみると、西除川合流前の大和川に比べ、西除川の濃度は 20 倍程度高くなっていた。さらに西除川合流後では左岸側の 3 地点が西除川と同程度であったのに対し、右岸側の 5 地点が西除川合流前と同程度と、左岸側と右岸側では 10 倍以上の差があった。その後、大和川河川公園前では下流に行くにつれ濃度が減少しており、西除川合流後から 2km 下流の遠里小野橋では左岸と右岸の差が数倍程度にまで減少し、西除川合流後から 4km 下流の阪堺大橋ではほとんど差がなくなっていた。pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度についても同様の傾向が確認された。このことから 2009 年の西除川は水温、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度のいずれも西除川

合流前の大和川本川に比べ高い値を示しており、西除川合流後の大和川においては左岸側で西除川の影響が強く、下流へと流れるにつれ西除川河川水が希釈され、阪堺大橋では大和川の左岸から右岸全体に拡散したと考えられた。しかし、最下流ラインの阪神高速湾岸線下では右岸側で遊離 NH_3 濃度が西除川と同程度、左岸側では3倍程度高い値を示していた。この原因として河口から1.8km上流の地点にある下水処理場の排水が考えられた。そこで2009年6月10日に処理場排水と排水が合流する直前の大和川の左岸、そして阪神高速湾岸線下の5地点の計7地点において採水し、遊離 NH_3 濃度の測定を行った(図3-10)。その結果、処理場上流の大和川左岸側では $4.5 \times 10^{-3} \text{mgN/L}$ であった遊離 NH_3 濃度が、 1.1mgN/L の処理場排水が流入することで、阪神高速湾岸線下左岸において 0.24mgN/L と高い値を示した。また、阪神高速湾岸線下の右岸側では 0.01mgN/L 程度と左岸側の1/20程度であった(図3-11)。このことから、2009年4月29日に測定した阪神高速湾岸線下における大和川河川水(特に左岸側)の遊離 NH_3 濃度が高かった原因は、下水処理場の排水の影響であったと推察された。



図3-10 下水処理場の位置と採水地点 (Google マップより引用)

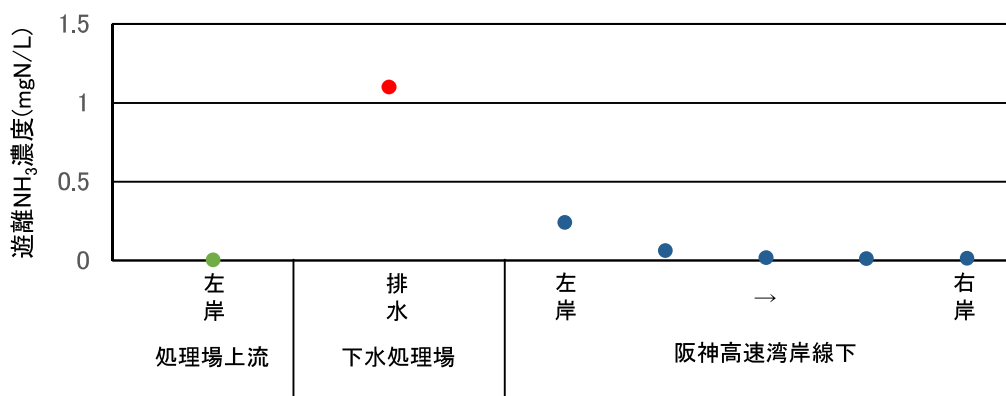
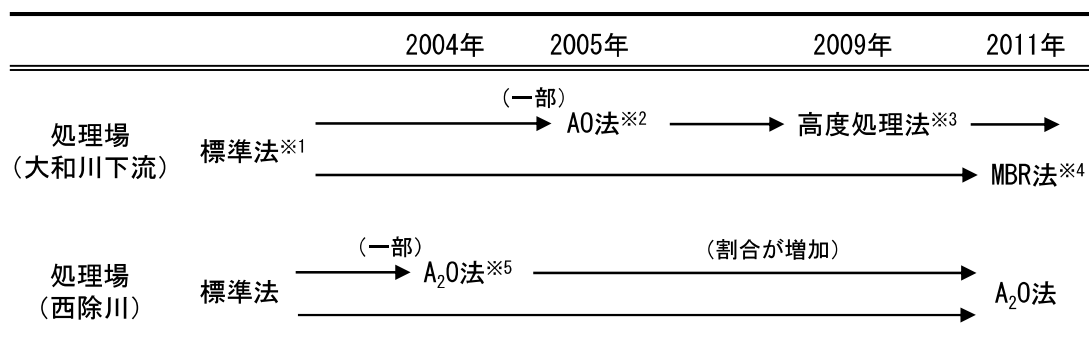


図 3-11 2009 年 6 月 9 日の下水処理場上流の大和川左岸，下水処理場排水と阪神高速湾岸線下における遊離 NH₃ 濃度

2013 年の遊離 NH₃ 濃度は西除川やその合流後の左岸側で高かったが，その濃度は 2009 年の 1/10 程度に低下していた。また，2009 年に濃度が高かった阪神高速湾岸線下においては，1/50 程度にまで低下していた。遊離 NH₃ 濃度が低下した理由として，その汚濁負荷源である下水処理場排水の高度処理などの影響が考えられる。そこで，2013 年 5 月 9 日に下水処理場の排水についても遊離 NH₃ 濃度を測定したところ，0.036mgN/L と 2009 年 6 月 10 日の 1.1mgN/L と比べて 1/30 程度にまで減少していた。この下水処理場における下水処理法の変化を表 3-6 に示す。2009 年の調査時には標準法と高度処理法の 2 種類の 방법이併用されていたが，堺市上下水道局下水道部（2010）によると，標準法では排水の NH₄⁺-N 濃度が 12mgN/L（2009 年度平均）であったのに対し，高度処理法では 0.47mgN/L（2009 年度平均）であり，その排水量は標準法による排水が 75%程度を占めていた。なお，2009 年 6 月 10 日に採水した下水処理場の排水は標準法により処理された排水であった。さらに，2011 年 8 月に標準法で処理されていた排水が MBR 法で処理されるようになり，高度処理のみが大和川に排水されるようになった。そのため，排水の NH₄⁺-N 濃度は 0.5mgN/L（2012 年度平均）にまで改善された（堺市上下水道局下水道部 2013）。

一方，西除川については，西除川に流出する処理水は標準法と嫌気-無酸素-好気法及び砂ろ過法（以後，A₂O 法とする）の 2 種類の方法により処理されており（表 3-6），標準法では排水の NH₄⁺-N 濃度が 20mgN/L（2009 年度平均）であるのに対し，A₂O 法では 1.6mgN/L（2009 年度平均）と低い。排水量の割合は 2008 年から 2010 年までは A₂O 法によるものが 80%程度であったが，その後 2011 年からはすべてが A₂O 法で処理された（大阪府南部流域下水処理事務所 2014（未公表データ））。このように 2009 年から 2013 年の間に大和川下流域周辺において下水処理の高度処理化が進んでおり，その結果大和川の下流域の NH₄⁺-N 濃度が急激に改善されたと考えられる。

表 3-6 各処理場における処理方法の変化



- ※1 標準法 : 標準活性汚泥法
- ※2 AO法 : 嫌気-好気法
- ※3 高度処理法 : 凝集剤併用型ステップ流入式多段硝化脱窒法
- ※4 MBR法 : 膜分離活性汚泥法
- ※5 A₂O法 : 嫌気-無酸素-好気法

3.5 まとめ

- ・2010年の大和川における天然アユの遡上数は約1.4万尾であると推定された。しかし、この遡上数は淀川や多摩川といった他の都市河川の遡上数と比べ少なかった。
- ・遠里小野橋（河口から4.4km）の水質（BOD、遊離NH₃）は、下水道の普及などにより1998年以降急激に改善されており、2009年以降のこれらはBODの水産用水基準値と菊池ら（1997）による遊離NH₃の水生生物へのリスク指標値よりも下回っていた。
- ・2009年4月26日の大和川下流域における遊離NH₃に関する水質調査では、西除川、西除川合流後の大和川本川の左岸側や阪神高速湾岸線下において0.024~0.093mgN/Lと高い値であった。
- ・下水の排水処理技術の向上に伴い、2013年5月9日の大和川下流域の遊離NH₃濃度は0.0010~0.0045mgN/Lと2009年4月26日のそれに比べ、数十分の1に低下していた。

参考文献

- Abe S., Katano O., Nagumo T., and Tanaka J., (2000) Grazing effects of ayu, *Plecoglossus altivelis*, on the species composition of benthic algal communities in the Kiso River, *Diatom : the Japanese journal of diatomology*, 16, pp.37-43.
- Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam TBS., Srinath E.G. (1976) Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid, *J Water Pollut Control Fed*, 48 (5), pp.835-852.
- Newman R.M., Perry J.A. (1989) The combined effects of chlorine and ammonia on litter breakdown in outdoor experimental streams, *hydrobiologia*, 184, pp.69-78.
- 石飛隆司 (2011) 柏原堰堤魚道の設置について, 平成 23 年度近畿地方整備局研究発表会論文集, p.6.
- 植野裕章, 永井俊介, 松井百恵, 松岡拓郎, 亀井哲夫, 長田芳和 (2012) 大和川のアユ *Plecoglossus altivelis altivelis* の耳石 Sr/Ca 比を用いた天然遡上の確認, 大阪教育大学紀要, 61(1), pp.17-21.
- 内田朝子 (2002) 矢作川中流域におけるアユの消化管内容物, 矢作川研究, 6, pp.5-20.
- 大阪府都市整備部下水道室 (2014) 平成 24 年度末大阪府下水道統計, pp.13-50.
- 大阪府南部流域下水処理事務所 (2013) 平成 25 年度パンフレット
- 大竹二雄 (2006) 海域におけるアユ仔稚魚の生態特性の解明, (独) 水産総合研究センター研究報告, 5, pp.179-185.
- 風間真理, 小倉紀雄 (2001) 神田川におけるアユ遡上の水質要因に関する研究, 水環境学会誌, 24 (11), pp.745-749.
- 菊池幹夫, 風間真理 (1997) アンモニア汚染の環境リスク評価, 東京都環境科学研究所年報, pp.143-148.
- 御勢久右衛門 (1999) 大和川の自然環境と水産・その変遷, 奈良産業大学『産業研究所報』, 2, pp.35-53.
- 堺市上下水道局下水道部 (2010) 下水道水質年報 (平成 21 年度), pp.14-43.
- 堺市上下水道局下水道部 (2013) 下水道水質年報 (平成 24 年度), pp.21-52.
- 嶋田啓一, 後藤浩一, 山本一生, 和田吉弘 (2006) 長良川における稚アユ遡上量の予測に関する検討, 日本水産学会誌, 72 (4), pp.665-672.
- 鈴木祥広, 森下玲子, 丸山俊朗 (1996) 淡水産植物プランクトンの増殖阻害試験によるモノクロラミンと塩素殺菌下水処理水の毒性評価, 水環境学科誌, 19 (11), pp.861-870.
- 玉井信行, 水野信彦, 中村俊六 (1998) 河川生態環境工学 魚類生態と河川計画, 東京大学出版会, pp.264-266.
- 東京都島しょ農林水産総合センター ホームページ
<http://www.ifarc.metro.tokyo.jp/22,13709,44.html> (2014 年 5 月 20 日確認)

- ・中澤隆, 中野和彦, 恩地啓実, 浪田真由, 矢持進, 辻幸一 (2012) 微小部蛍光 X 線分析法によるアユの耳石中の Sr 分布解析, 分析化学, 61 (7), pp.637-642.
- ・西日本科学技術研究所 (2010) ダム上流アユ由来判別調査報告書, 5p.
- ・日本水産資源保護協会 (1995) 水産用水基準, pp.3-5.
- ・藤井寺市ホームページ
<http://academic3.plala.or.jp/fujinan/fujisi/kakuchi/shisetsu/fu.kumiai/syorijyo.htm> (2014年5月20日確認)
- ・矢持進 (2012) 都市河川河口・下流域における天然アユの遡上・産卵・孵化復活に関する研究, 河川整備基金助成事業 (平成24年度報告書), pp.1-26.
- ・淀川環境委員会 (2013) 平成25年度淀川環境調査関連結果 (速報報告), 4p.

第4章 大和川河川水のアユ稚魚の生残に及ぼす影響

4.1 はじめに

第3章では大和川下流域において春季に天然アユの遡上を阻害する可能性がある $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と遊離 NH_3 の分布状況を明らかにした。そこで本章では、アユ稚魚に対する大和川河川水の影響を明らかにするために、大和川河川水を用いた急性毒性実験を行い、毒性の確認と毒性物質の特定を行った。またその毒性物質とアユ死亡率との関係より、致死濃度を求め、水産用水基準に基づきアユ稚魚に対する評価指標値を推定した。さらに、モノクロラミン（以後、 NH_2Cl とする）と遊離 NH_3 の複合影響についても急性毒性試験により検討した。

4.2 試験方法

4.2.1 供試魚の飼育と馴致

急性毒性試験として、Bioassay 法と AOD 法に準じ、アユという特定の魚種に対する河川水濃縮水を用いた急性毒性試験（河川水濃縮試験）を行った。また、その毒性の原因を究明するために、pH 解析試験や塩化アンモニウム添加試験、さらにはクロラミン複合影響生残試験の4種類の試験を行った。河川水濃縮試験は2009年に大阪府環境農林水産総合研究所水生生物センター（以後、生物センターとする）で行い、pH 解析試験、塩化アンモニウム添加試験は2010年に大阪市立大学（以後、大学とする）で行い、クロラミン複合影響試験は2014年に公益財団法人海洋生物環境研究所中央研究所（以後、海生研とする）で行った（表4-1）。

試験に供したアユは海域から河川水の影響の強い河口域に蟄集する時のアユを想定し、体長40mm程度のアユ稚魚とした（大竹 2006, 田子 2002）。供試魚の飼育と馴致方法は年によって異なるため、試験を行った年別に記載する。

表4-1 試験日、試験実施場所と供試魚の体長と体重

試験名	試験年月	試験実施場所	体長(mm)	体重(g)
河川水濃縮試験	2009年2月	生物センター	43±3.2 [*]	0.59±0.20
pH解析試験	2010年1月	大学	41±2.2	0.45±0.11
塩化アンモニウム添加試験	2010年3月	大学	43±3.5	0.51±0.17
クロラミン複合影響試験	2014年1月	海生研	42±2.8	0.44±0.12

※平均値±標準偏差

(a) 生物試験法 (Bioassay 法)

Bioassay 法は任意の生物に対する特定の有害物質の致死量を求めることなどを目的として行われる試験である。致死量は試験生物に個体差があるため、生存し得る限界量を実験より正確に求めることが困難なため、死亡率が 50%となる値 (半数致死濃度: LC₅₀) で評価される。魚類の場合は一般的に 24・48・96 時間後の LC₅₀ で評価される (日本水産資源保護協会 1980)。

(b) 水族環境診断法 (AOD 法)

AOD 法は河川等で魚のへい死事故が発生した時に、へい死の原因を究明するために特定の魚種 (一般にアカヒレ) に対して行われる試験方法である。その方法としては、原水を用いた毒性試験が行われ、毒性が未確認の場合には濃縮毒性試験が行われる。毒性が確認された場合には、毒性解析試験として、pH 解析試験、通気試験、加熱復元試験などの原因物質を特定するための試験が行われる (日本水産資源保護協会 1980)。

4.2.1.1 2009 年の飼育と馴致

和歌山県日高川漁業協同組合 (以後、日高川漁協とする) において、塩分がおよそ 10psu の汽水で飼育された後、淡水に馴致された人工飼育のアユ稚魚を供試魚とした。供試魚は 2009 年 2 月 6 日に日高川漁協から生物センターまで輸送後、飼育水槽にて給餌しつつ飼育し、試験開始 2 日前に試験に供する稚魚のみ馴致水槽に移し、餌止めした。飼育時は 1t のコンクリート水槽で飼育し、飼育水は地下水で換水率がおおよそ 1 日に 2~3 回になるように流水状態とし、水温は 16±1℃に制御した。馴致時は 100L パンライト水槽で飼育時と同様、地下水により馴致し、馴致時の水温は IC オートヒーター (トラスティ 200 GEX 社製) により 18±1℃とし、換水率が 1 日に 2~3 回になるように流水状態とした。なお、馴致中のアユ稚魚の死亡率が 5%を越えた場合は実験を中止した (図 4-1)。



図 4-1 2009 年の飼育水槽 (左) と馴致水槽 (右) の写真

4.2.1.2 2010年の飼育と馴致

2009年同様、日高川漁協において塩分およそ10psuの汽水で飼育された後、淡水に馴致された人工飼育のアユ稚魚を試験に供した。供試魚は2010年1月14日に日高川漁協から大学まで輸送後、飼育水槽にて給餌しつつ飼育し、試験開始前日に試験に供する稚魚のみ馴致水槽に移し、餌止めし試験条件に馴致した。飼育時は、貯水タンクである600Lローリータンクから水頭差を利用し飼育水槽である100Lパンライト水槽2つに飼育水を流し、飼育水槽からポンプにより貯水タンクに水を循環した。飼育水槽から貯水タンクに水を循環する際、ろ過フィルター（ユーロエックスパワーフィルター75 Tetra社製）によりろ過した。飼育水は大学前の大和川河川水（西除川合流前）を水中ポンプ（SUPER ACE 寺田ポンプ製作所社製）でろ過フィルター（マイクロシリア EX-10 ロキテクノ社製）（孔径10 μ m）によりろ過した水を用い、2日1度ろ過した河川水を100L入れ替えた。馴致時は縦600mm、横300mm、高さ360mmのガラス水槽を上記のウォーターバス水槽に入れ、馴致水には飼育水を用い、エアポンプ（APN-057R テックジャム社製）により通気し、止水状態で馴致した。縦910mm、横1,350mmのプラスチック製のウォーターバス水槽に飼育水槽と馴致水槽を入れ、水中ポンプ（Rio⁺ 90 カミハタ社製）により流動を与え、ICオートヒーターにより水温を18 \pm 1 $^{\circ}$ Cに調整した（図4-2）。

ただし、ろ過した大和川河川水100Lを2に日1度の頻度で換水したが、1月に行ったpH解析試験では飼育水のNH₄⁺-N濃度が2.5mgN/L程度まで上昇していた。そこで塩化アンモニウム添加試験では塩素除去した水道水500Lを1日に1度の頻度で換水させた。また、馴致水もpH解析試験では飼育水を用いたが、塩化アンモニウム添加試験では塩素除去した水道水とした。

4.2.1.3 2014年の飼育と馴致

マリンテック株式会社（静岡県）の海水で飼育されたアユ稚魚を供試魚とした。供試魚は2014年1月9日から10日にかけて塩分およそ10psuの汽水でマリンテック株式会社から海生研まで輸送後、1週間かけて淡水へと馴致した。飼育時は給餌し、試験開始前日に試験に供する稚魚のみ馴致水槽に移し、餌止めした。飼育時は3tの円形水槽（以後、飼育水槽とする）にて飼育し、飼育水は活性炭ろ過器（PCF-200A、オルガノ社製）により塩素除去した水道水を換水率がおよそ1日に2~3回になるように流水状態とした。水温は13~16 $^{\circ}$ Cであった。馴致時は600Lの円形水槽（以後、馴致水槽とする）に移し、飼育水同様、塩素除去した水道水を止水状態とし、石英ガラス製の投げ込み式ヒーター（耐酸ヒーターS-1 テックジャム社製）とサーモコントローラー（TC-101 IWAKI PUMPS社製）により水温を17 \pm 1 $^{\circ}$ Cとした。

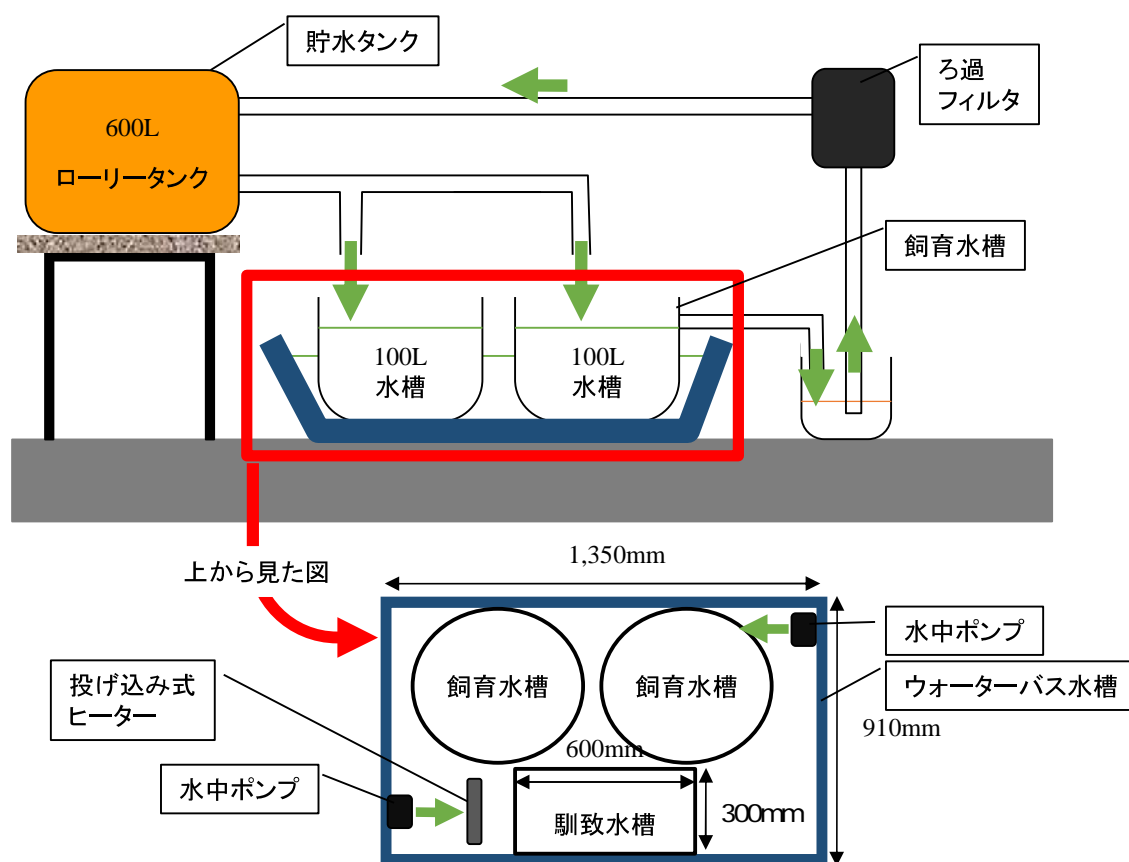


図 4-2 2010 年の飼育水槽と馴致水槽の模式図

4.2.2 試験水の準備

4.2.2.1 河川水濃縮試験

水質調査の結果、大和川下流域においては西除川合流後と阪神高速湾岸線付近で $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と遊離 NH_3 濃度が高くなっていた (第3章)。阪神高速湾岸線付近は海水の影響を受けるため、図 4-3 に示す西除川の流心と、西除川との合流前後の大和川左岸側の計 3 地点において河川水を採取した。

採水した河川水を飼育水と同様にろ過後 (孔径 $10\mu\text{m}$)、10 倍に凍結濃縮した。10 倍濃縮した水を 1000%水とし、1000%水を対数 4 分割法で蒸留水により希釈することで各濃度 (560%水, 320%水, 180%水, 100%水) の試水とした。ただし、合流後の試水については 1000%水, 320%水, 100%水のみとした。さらに、河川水の原水とコントロールとして馴致水 (地下水) も試水とした。コントロールにおいて供試魚 2 尾以上の死亡が確認された試験は供試魚の健全性に問題があると判断し、結果から除外した。各試験の試水の採水地点と採水日、試験日について表 4-2 に示す。

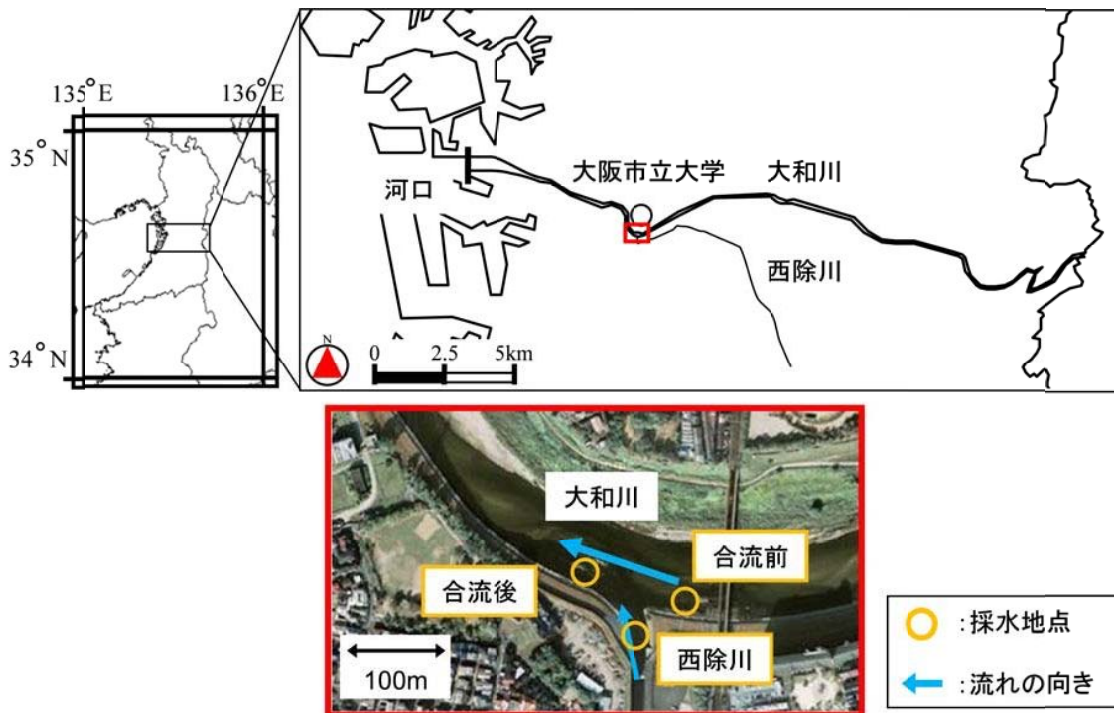


図4-3 河川水濃縮試験における採水地点

表4-2 河川水濃縮試験における採水地点・採水日・試験日

採水地点	緯度/経度	採水日	試験日
合流前（大和川）	34° 35′ 10.3″ /135° 30′ 8.5″	2009年2月15日	2009年2月17-19日
西除川	34° 35′ 9.2″ /135° 30′ 5.4″	2009年2月17日	2009年2月18-20日
合流後（大和川）	34° 35′ 11.3″ /135° 30′ 2.9″	2009年2月21日	2009年2月23-25日

(a) 河川水の凍結濃縮

河川水を濃縮するためには、凍結するとき不純物が混入しないよう純水のみを凍結させる必要がある。そのため、試水を 1L 入れた 2L ナス型フラスコをロータリーエバポレーター（RE200 ヤマト科学社製）に取り付け、ウォーターバス内で回転させながら凍結させた。ウォーターバスにはクールライン（CLH400 ヤマト科学社製）により -15℃にした純度 95%以上のエタノールを循環させた（図4-4）。濃縮水が 80mL 程度になるまで処理した後、濃縮水をメスフラスコに移し、100mL に蒸留水でメスアップした。1L の試水を 100mL に濃縮したものを 10 倍濃縮液（1000%水）とした。濃縮液の濃度と想定した濃度との比を回収率とし、回収率は $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度により評価した（式4-1）。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度はオートアナライザー（自動栄養塩分析装置 AACS BLTEC 社製）を用い、比色定量法により測定した。

$$A_n = \frac{C_n}{C_0 \times n} \times 100 \quad (\text{式 4-1})$$

A_n : n 倍濃縮液の回収率 (%)

C_n : n 倍濃縮液の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 測定濃度 (mgN/L)

C_0 : 河川水原水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度 (mgN/L)

n : 濃縮液の倍率 (n 倍)

4.2.2.2 pH 解析試験

河川水濃縮試験で毒性が確認された，西除川河川水を用いて pH 解析試験を行った。AOD 法において pH 解析試験を行う際には，半数の平均死亡時間が 3～6 時間程度の毒力の濃度段階を選ぶことが望ましいとされているため（日本水産資源保護協会 1980），河川水濃縮試験の結果より，560%水と 320%水の間 420%水を凍結濃縮により生成し，pH 解析試験に用いた。pH は 0.1mol/L の水酸化ナトリウム (NaOH) 水と塩化水素 (HCl) 水を用いて，酸性 (6.00) とアルカリ性 (9.00)，無調整 (7.83) の 3 段階にし，西除川原水についても同じく酸性 (6.00) とアルカリ性 (9.00)，無調整 (7.84) の 3 段階の試験を行った。また，コントロールとして馴致水である飼育水を用いた試験を行った。河川水は 2010 年 1 月 19 日に採取し，試験は 2010 年 1 月 27～29 日に実施した。なお， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は河川水濃縮試験同様，オートアナライザーにより測定し，pH は pH メーター（東亜ディーケーケー社製 HM-30R）により測定した。また，第 3 章の式 3-3 に示した Anthonisen らの式より，遊離 NH_3 濃度を $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と水温，pH から算出した。

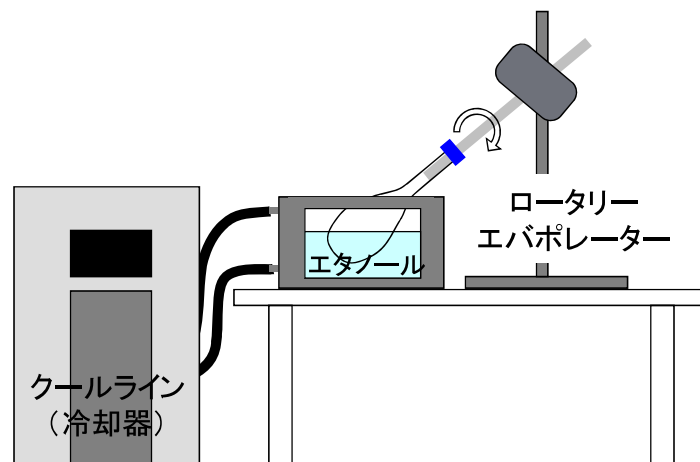


図 4-4 河川水の冷却濃縮装置模式図

4.2.2.3 塩化アンモニウム添加試験

pH解析試験の結果より西除川河川水の毒性の主要因子と考えられた遊離NH₃の影響を確認するために、塩化アンモニウム（以後、NH₄Clとする）を西除川河川水に添加し、遊離NH₃濃度を調整した試験を行った。

pH解析試験ではアンモニア以外の物質も濃縮されていたため、濃縮水の毒性はNH₄Clを西除川河川水に添加したものよりも強い可能性が考えられた。そこで試水の遊離NH₃濃度の最高値はpH解析試験で全数死亡が確認された濃度（2.96mgN/L）よりも高い3.5mgN/Lとし、残りの濃度は対数4分割法でそれぞれ2.0, 1.1, 0.63mgN/Lとした。pHは0.1mol/Lの水酸化ナトリウム水溶液と塩化水素水により河川水（pH8.15）と同じになるように調整した。また、馴致水である水道水を用いたコントロール試験と河川水原水を用いた試験も行った。河川水は2010年3月14日に採水し、試験は2010年3月17～19日に行った。なお、NH₄⁺-N濃度とpHは河川水濃縮試験と同様に、オートアナライザーとpHメーターによって測定し、第3章の式3-3に示したAnthonisenらの式より、遊離NH₃濃度をNH₄⁺-N濃度と水温、pHから算出した。

4.2.2.4 クロラミン複合影響生残試験

西除川の下流域に位置する下水処理場では塩素消毒が行われており、NH₂Clが含まれていたと推察される。NH₂Clは遊離塩素に比べ残留性は高いとされるが、数日後には1/10程度まで減少するとされている（杉山ら 2010）。河川水濃縮試験では、採水後にろ過し、さらに2日間以上の時間をかけて凍結濃縮をしていたため、試水中のNH₂Clのほとんどが消失していたと考えられる。そこで、NH₂Clが遊離NH₃と共存することで遊離NH₃の毒性に与える影響を明らかにするために、クロラミン複合影響生残試験を行った。ここで、NH₂Clが混合することで、遊離NH₃の致死濃度が低下した時、つまり、遊離NH₃の毒性が強くなった時に、複合影響があったと考え、そのことを遊離NH₃に対してNH₂Clの複合影響が確認されたと表現した。

NH₂Cl濃度は予備試験の結果から、0.015, 0.035, 0.065mg/Lとし、各NH₂Cl濃度に対し、遊離NH₃濃度を6段階とし、各濃度につき試験水槽を3個とした。遊離NH₃濃度は予備試験や河川水濃縮試験などの結果より1.2mgN/Lを最大とし、対数値で等差となるように、0.68, 0.38, 0.21, 0.12, 0.068, 0.038mgN/Lのうちの6段階とし、表4-3に示した日程で試験を行った。

遊離NH₃濃度はNH₄Clを添加することにより調整し、NH₂Cl濃度は7%次亜塩素酸ナトリウムとNH₄Clを結合させることにより調整した。NH₄⁺-NとNH₂Clの測定は分光光度計（UVmini-1240 SHIMADZU社製）を用い、それぞれインドフェノール青法とジエチル-p-フェニレンジアミン（DPD）法に準じ測定した（市川ら 2002, 杉山ら 2010）。ただし、NH₂Clの測定下限値が0.02mg/Lであり、本試験におけるNH₂Cl濃度が測定下限値と同程度であったため、測定が不可能もしくは測定誤差が大きくなってしまうため、設定濃度の10

倍高い濃縮水を測定し、その濃縮水を10倍に希釈することで試水とした。NH₄⁺-N濃度は試験開始前と終了後に測定したが、NH₂Clに関しては開始前の10倍濃縮水しか測定できなかった。その他には、水温、溶存酸素濃度（以後、DOとする）をDOメーター（Multi3410 WTW社製）により測定し、pHをpHメーター（pH340i WTW社製）により測定し、遊離NH₃濃度はNH₄⁺-N濃度と水温、pHから算出した。

4.2.3 試験装置

4.2.3.1 河川水濃縮試験

2009年に行った河川水濃縮試験では図4-5に示す直径150mm、高さ92mmのプラスチック製の円形水槽に試水1Lを入れ、エアにより通気し、試水の交換は行わなかった。試験水槽を縦835mm、横535mm、高さ187mmのプラスチック製のウォーターバスに入れ、地下水をかけ流して水温を18±1℃に保った。供試魚は1水槽あたり7尾とし、試験開始から1, 2, 3, 6, 12, 24, 48時間後に生残について観察・記録した。

4.2.3.2 pH解析試験と塩化アンモニウム添加試験

pH解析試験と塩化アンモニウム添加試験では試験水槽などは河川水濃縮試験と同様とした。ただし、ウォーターバス水槽の水温を地下水によって一定に保つことができなかったため、ICオートヒーターにより18±1℃に保った。

表4-3 クロラミン複合影響試験におけるNH₂Clと遊離NH₃の設定濃度

試験日	NH ₂ Cl濃度 mg/L			遊離NH ₃ 濃度 mgN/L				
	0.015	0.038	0.068	0.12	0.21	0.38	0.68	
2014年1月22日-24日	0.015	0.038	0.068	0.12	0.21	0.38	0.68	-
2014年1月29日-31日	0.035	-	0.068	0.12	0.21	0.38	0.68	1.2
2014年1月27日-29日	0.065	0.038	0.068	0.12	0.21	0.38	0.68	-

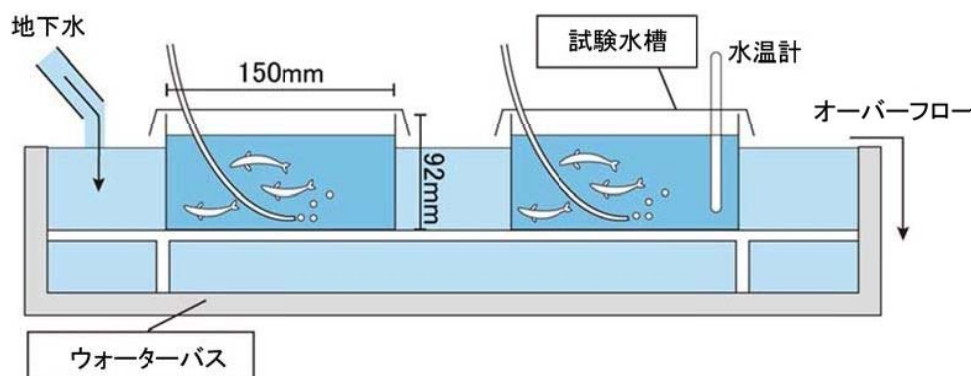


図4-5 河川水濃縮試験における試験装置模式図

4.2.3.3 クロラミン複合影響生残試験

クロラミン複合影響生残試験では NH_2Cl の消失を防ぐために、ガラス板により密閉し、通気は行わなかった。試水は 10L とし、試験水槽には 1 辺が 250mm の立方体のガラス水槽を用いた。なお、試水の交換は行わなかった。長さ 1650mm、幅 900mm、高さ 250mm のプラスチック製の水槽をウォーターバスとして使用し、ウォーターバス内を調温器（アクア社製）により水温を $17\pm 1^\circ\text{C}$ に保った（図 4-6）。ウォーターバスは 2 個用意し、塩素除去した水道水を入れたコントロール水槽を各々には 1 個ずつ置いた。河川水濃縮試験などと同様、供試魚は 1 水槽あたり 7 尾とし、試験開始から 1, 2, 3, 6, 12, 24, 48 時間後に生残について観察・記録した。

(a) NH_2Cl と DO 濃度の確認

本試験では試験中に NH_2Cl の再添加などを行わなかったため、試験中に NH_2Cl が減少する可能性があった。そのため NH_2Cl の減少を最低限に抑えるべく、試験中は通気せず、密閉した状態で試験を行った。これにより、DO も減少すると考えられた。そこで、試験中の NH_2Cl と DO の減少を確認するための予備試験を実施した。 NH_2Cl は前述の通り、検出下限値が 0.02mg/L であるため試験濃度は 0.065, 0.083, 0.14mg/L の 3 段階とし、遊離 NH_3 濃度はいずれも 0.068mgN/L とした。なお、この NH_2Cl 濃度ではアユ稚魚は数時間以内に全数死亡してしまうため、供試魚は入れずに試験を行った。また、 NH_2Cl も遊離 NH_3 も添加していないコントロール試験より DO の減少を確認した。

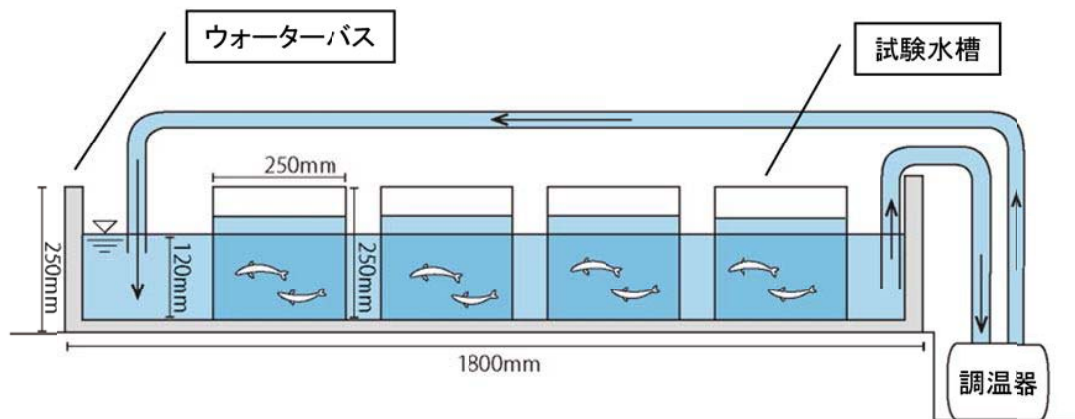


図 4-6 クロラミン複合影響試験における試験装置模式図

4.3 結果

4.3.1 河川水濃縮試験

河川水濃縮試験における各試験の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と回収率、経過時間別死亡数の累積を表 4-4 に示す。河川水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は西除川合流前の大和川河川水に比べ西除川の河川水、西除川合流後の大和川の河川水はそれぞれ 10 倍、4.3 倍高い値であった。回収率は合流前と西除川において 70%以上で、合流後は 66%程度と少し低かった。すべての試験においてコントロールでは供試魚の死亡は確認されなかった。合流前では 180%水で 24 時間後に 1 尾の死亡が確認されたが、その他の濃縮段階や河川水では死亡が確認されなかった。西除川では 1000%、560%、320%水において 48 時間後までに 7 尾すべての死亡が確認され、180%水と河川水の原水でそれぞれ 2 尾、1 尾の死亡が確認された。合流後では、1000%水で試験開始から 3 時間後ですべての供試魚が死亡した。320%水や 100%水では死亡しなかったが、河川水原水で 24 時間後に 1 尾の死亡が確認された。以後の解析等には河川水濃縮試験の結果として、西除川河川水の結果を用いた。

表 4-4 河川水濃縮試験における $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と回収率、経過時間別累積死亡数
(上：合流前 (大和川), 中：西除川, 下：合流後 (大和川))

合流前 (大和川)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ mgN/L	濃縮率 %	経過時間						
			1	2	3	6	12	24	48
1000%水	1.55	72	0	0	0	0	0	0	0
560%水	0.86	71	0	0	0	0	0	0	0
320%水	0.49	71	0	0	0	0	0	0	0
180%水	0.29	74	0	0	0	0	0	1	1
100%水	0.16	74	0	0	0	0	0	0	0
河川水(原水)	0.22	-	0	0	0	0	0	0	0
コントロール水(地下水)	<0.02	-	0	0	0	0	0	0	0

西除川	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ mgN/L	濃縮率 %	経過時間						
			1	2	3	6	12	24	48
1000%水	16.9	71	0	2	7	7	7	7	7
560%水	9.75	73	0	0	6	6	7	7	7
320%水	5.44	71	0	0	0	1	2	4	7
180%水	3.19	74	0	0	1	1	1	2	2
100%水	1.67	70	0	0	0	0	0	0	0
河川水(原水)	2.38	-	0	0	0	0	1	1	1
コントロール水(地下水)	<0.02	-	0	0	0	0	0	0	0

合流後 (大和川)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ mgN/L	濃縮率 %	経過時間						
			1	2	3	6	12	24	48
1000%水	6.23	66	0	4	7	7	7	7	7
320%水	2.03	67	0	0	0	0	0	0	0
100%水	0.63	66	0	0	0	0	0	0	0
河川水(原水)	0.95	-	0	0	0	0	0	1	1
コントロール水(地下水)	<0.02	-	0	0	0	0	0	0	0

4.3.2 pH解析試験

pH解析試験における終了時のpHと経過時間別死亡数の累積を表4-5に示す。ここで供試魚が全数死亡した試験においては全数が死亡した時間を、それ以外では48時間後を試験終了時とした。飼育水を用いたコントロール試験では1尾が死亡したが、2尾未満であったので、試験は有効とした。試験開始時にpHを6.00, 7.83, 9.00に調整したが、試験中はpHの調整を行わなかったため、試験終了時には420%水と原水のどちらもpHが8程度に変化し、各試験間における差が小さくなった。しかし、420%水では48時間後の死亡数が酸性、無調整、アルカリ性で2, 6, 7尾と、毒性の差が確認され、pHが高いほど死亡数が多かった。一方、原水ではpHに関わらず死亡した個体はなかった。ここで、遊離NH₃はpHが高くなると、NH₄⁺-Nからの解離度が高くなりその濃度が上昇する。各試験の終了時の水温、pH、NH₄⁺-N濃度と遊離NH₃濃度の算出値と死亡数を表4-6に示す。遊離アンモニア濃度はpHによって大きく変動し、420%水ではアルカリ性の遊離NH₃濃度は無調整に比べ2倍程度高く、酸性に比べると7倍近く高い値であり、pH解析試験終了時における遊離NH₃濃度と死亡数との間には正の相関があることがわかった。また、飼育水を用いたコントロール試験においてアユ稚魚が1尾死亡したが、アユ稚魚は循環式で飼育したためか、飼育水の遊離NH₃濃度は0.18mgN/Lと西除川原水と同程度の高い値となっていた。

表4-5 pH解析試験における終了時のpHと経過時間別累積死亡数

	pH	経過時間(hr)							
		1	2	3	6	12	24	48	
西除川 420%水	酸性(6.00)	8.01	0	0	0	0	2	2	2
	無調整(7.83)	8.59	0	0	0	3	3	5	6
	アルカリ性(9.00)	8.96	0	0	1	7	7	7	7
西除川 原水	酸性(6.00)	7.73	0	0	0	0	0	0	0
	無調整(7.84)	8.18	0	0	0	0	0	0	0
	アルカリ性(9.00)	8.14	0	0	0	0	0	0	0
コントロール水 (飼育水)		8.35	0	0	0	0	1	1	1

表4-6 pH解析試験における終了時の水温、pH、NH₄⁺-N濃度と遊離NH₃濃度、ならびに供試魚の死亡数

	水温(°C)	pH	NH ₄ ⁺ -N(mgN/L)	遊離NH ₃ (mgN/L)	死亡数
西除川 420%水	酸性(6.00)	18.1	12.62	0.43	2
	無調整(7.83)	18.1	12.55	1.48	6
	アルカリ性(9.00)	17.9	12.56	2.96	7
西除川 原水	酸性(6.00)	18.1	4.11	0.074	0
	無調整(7.84)	18.2	4.08	0.20	0
	アルカリ性(9.00)	18.1	4.15	0.19	0
コントロール水 (飼育水)		17.9	2.65	0.18	1

4.3.3 塩化アンモニウム添加試験

塩化アンモニウム添加試験における終了時の pH, 遊離 NH₃ 濃度と経過時間別累積死亡数を表 4-7 に示す。試験に供した NH₄Cl 添加水の pH は 8.05~8.24 とわずかに変化したが、遊離 NH₃ 濃度は概ね設定した濃度であり、試験中の供試魚の排出するアンモニアの影響などはほとんどなかった。また、pH 解析試験ではコントロール水（飼育水）の遊離 NH₃ 濃度が 0.18mgN/L と高い値であったが、今回のコントロールでは馴致水を水道水としたため 0.03mgN/L と低い値であった。NH₄Cl を添加した水槽ではすべての濃度において供試魚 7 尾がすべて死亡した。しかし初めて死亡が確認された時間などに差がみられ、全数が死亡した時間は遊離 NH₃ 濃度が 3.66, 1.88, 1.20, 0.44mgN/L でそれぞれ 2, 6, 24, 48 時間後であり、濃度が低くなるほど全数が死亡するまでの時間が長くなっていた。また、河川水では、遊離 NH₃ 濃度が 0.26mgN/L であり、2 尾の死亡が確認されたが、水道水を使用したコントロール試験では 1 尾も死亡しなかった。

次に、河川水濃縮試験（西除川）、pH 解析試験そして塩化アンモニウム添加試験の結果から、試験終了時における遊離 NH₃ 濃度の対数値と 12 時間後、24 時間後、48 時間後のアユ稚魚の死亡率との関係を図 4-7 に示す。ここで、各試験において 2 段階以上の濃度で死亡率が 100%であった場合は低濃度を、死亡率が 0%であった場合は高濃度を、死亡率が 14~86%（死亡数が 1~6 尾）の場合は対数値で中央値をそれぞれの死亡率の代表値とした。すべての試験において、遊離 NH₃ 濃度の増加にともないアユ稚魚の死亡率が増加した。遊離 NH₃ 濃度の対数値と死亡率についてみると、すべての試験、時間において決定係数 (R²) が 0.84 以上と高い相関が確認された (t 検定, P<0.05)。図 4-7 の近似曲線より求めた各試験における 12 時間後、24 時間後、48 時間後の半数致死濃度を表 4-8 に示す。いずれの試験においても時間の経過とともに半数致死濃度が低下した。

表 4-7 塩化アンモニウム添加試験における終了時の pH, 遊離 NH₃ 濃度と経過時間別累積死亡数

試水の種類 (遊離NH ₃ 設定濃度)	pH	遊離NH ₃ (mgN/L)	経過時間						
			1	2	3	6	12	24	48
(3.5mgN/L)	8.23	3.66	2	7	7	7	7	7	7
NH ₄ Cl (2.0mgN/L)	8.19	1.88	0	2	6	7	7	7	7
添加水 (1.1mgN/L)	8.24	1.20	0	0	0	1	5	7	7
(0.63mgN/L)	8.05	0.44	0	0	0	1	2	4	7
河川水(原水)	8.34	0.26	0	0	0	1	2	2	2
コントロール水(水道水)	8.31	0.03	0	0	0	0	0	0	0

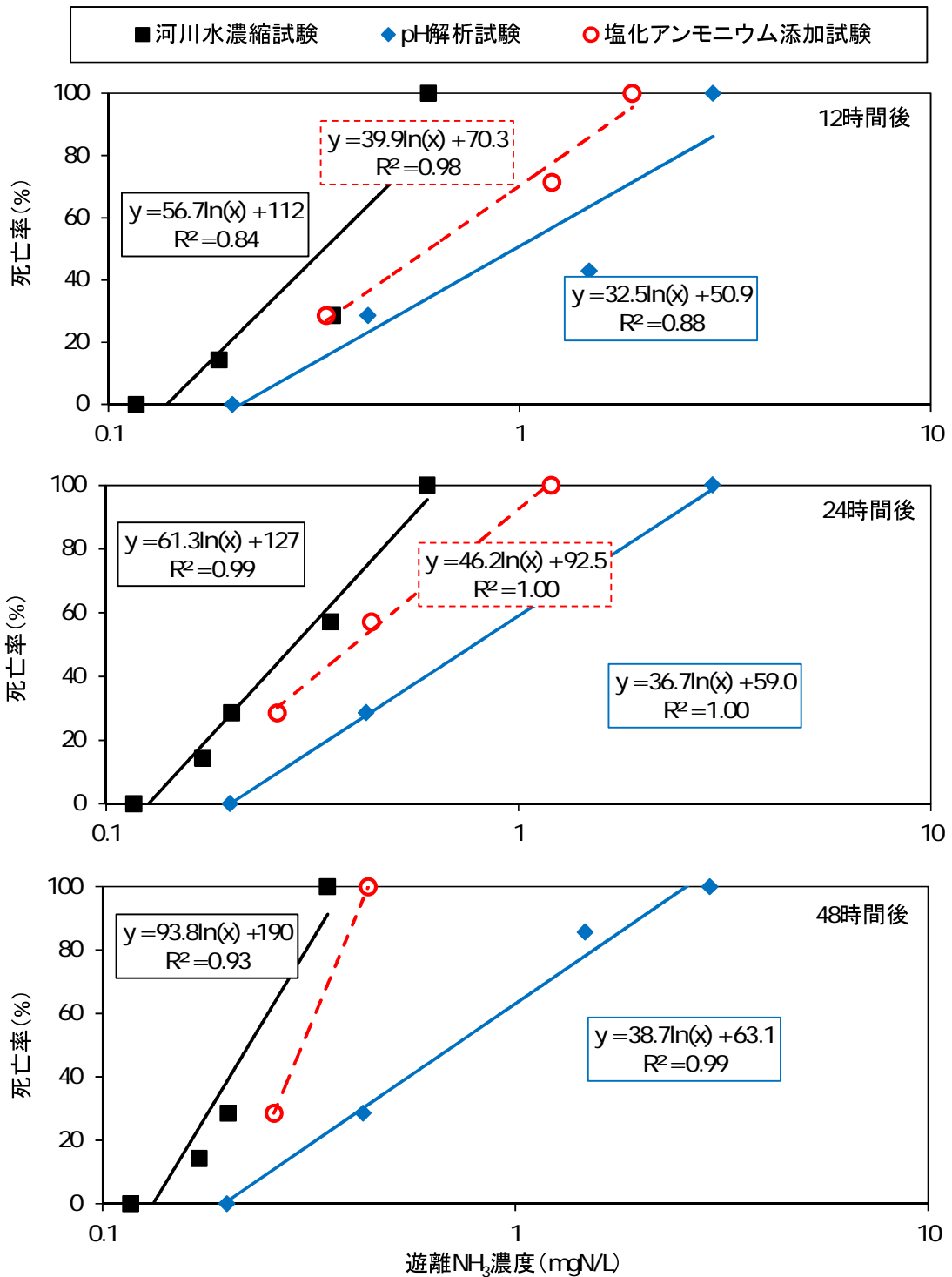


図4-7 河川水濃縮試験, pH解析試験, 塩化アンモニウム添加試験における遊離NH₃濃度とアユ稚魚の死亡率との関係 (上: 12時間後, 中: 24時間後, 下: 48時間後)

表 4-8 河川水濃縮試験, pH 解析試験, 塩化アンモニウム添加試験における
12 時間後, 24 時間後, 48 時間後の半数致死濃度

試験時間	河川水濃縮試験	pH解析試験	塩化アンモニウム添加試験
12時間後	0.33	0.97	0.60
24時間後	0.29	0.78	0.40
48時間後	0.24	0.71	0.30

4.3.4 クロラミン複合影響試験

NH₂Cl 濃度と DO の 48 時間の変化を図 4-8 に示す。ここで, NH₂Cl 濃度は初期濃度を 100% とした時の残存率を示している。NH₂Cl は 48 時間後で初期濃度の 65% 以上が残存しており, 初期濃度による残存率の差はなかった。また, DO は 48 時間後でも 89% と高い値であった。

クロラミン複合影響試験における終了時の水温, pH, NH₄⁺-N 濃度と遊離 NH₃ 濃度を表 4-9 に示す。NH₄⁺-N 濃度が高くなるにつれ pH が減少しており, 遊離 NH₃ 設定濃度が 0.21mgN/L 以上では設定濃度よりも低い濃度となっていた。

各 NH₂Cl 濃度における遊離 NH₃ 濃度の対数値と 48 時間後の死亡率との関係をみると (図 4-9), すべての NH₂Cl 濃度において, 遊離 NH₃ 濃度と死亡率には正の相関が確認された (t 検定, P<0.05)。NH₂Cl 濃度が 0.015, 0.035, 0.065mg/L における遊離 NH₃ の 48 時間半数致死濃度はそれぞれ 0.25, 0.22, 0.10mgN/L であり, NH₂Cl 濃度が 0.015, 0.035mg/L ではほとんど差が無く, 0.065mg/L では半分以下の半数致死濃度となった。

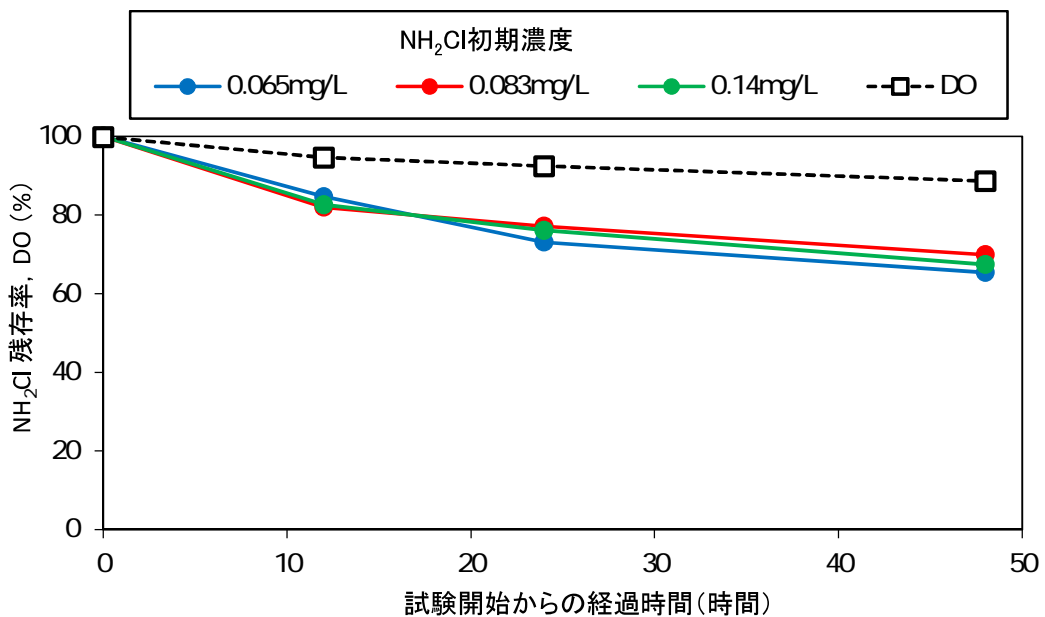


図 4-8 NH₂Cl 残存率と DO の時間変化

表 4-9 クロラミン複合影響試験における終了時の水温, pH, NH₄⁺-N 濃度と遊離 NH₃ 濃度

	遊離NH ₃ 設定濃度 mgN/L	水温 °C	pH	NH ₄ ⁺ -N濃度 mgN/L	遊離NH ₃ 濃度 mgN/L
NH ₂ Cl濃度 (0.015mg/L)	0.038	16.7	7.62	3.18	0.040
	0.068	16.8	7.58	5.77	0.068
	0.12	16.7	7.55	10.29	0.11
	0.21	16.9	7.47	18.51	0.17
	0.38	17.0	7.42	32.9	0.27
	0.68	17.0	7.35	71.6	0.50
NH ₂ Cl濃度 (0.035mg/L)	0.068	17.0	7.56	5.39	0.062
	0.12	16.8	7.52	10.69	0.11
	0.21	17.0	7.45	21.29	0.19
	0.38	16.7	7.37	40.51	0.29
	0.68	16.8	7.33	88.75	0.56
	1.2	16.7	7.31	158.7	0.99
NH ₂ Cl濃度 (0.065mg/L)	0.038	16.7	7.62	3.69	0.047
	0.068	16.9	7.59	6.66	0.081
	0.12	17.0	7.55	11.04	0.12
	0.21	17.0	7.48	19.56	0.18
	0.38	17.0	7.36	43.56	0.31
	0.68	16.8	7.33	90.18	0.59

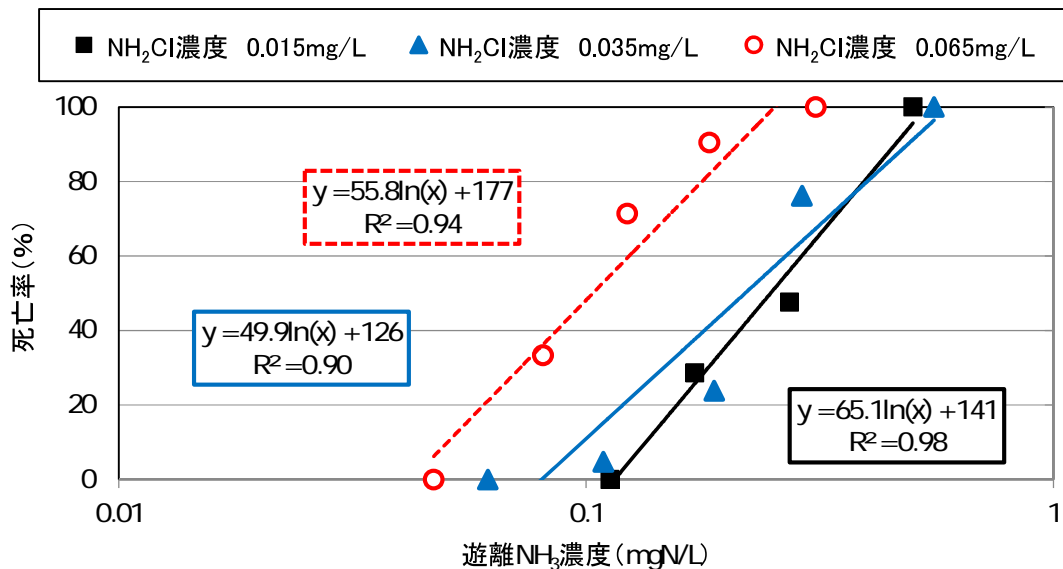


図 4-9 各 NH₂Cl 濃度における遊離 NH₃ 濃度と 48 時間後の死亡率との関係

4.4 考察

4.4.1 河川水濃縮水が生残に及ぼす影響

西除川合流前の大和川河川水では 180%水で 1 尾死亡したが、それよりも濃縮率の高い 1000%水などで死亡しなかったことから、180%水は毒性による死亡ではないと考えられ、西除川合流前の大和川の河川水にはアユ稚魚に対する急性毒性は無かったといえる。一方、西除川や合流後では 1000%水などで 7 尾全数のアユの死亡が確認されており、さらに西除川原水においてもそれぞれ 1 尾ずつ死亡していたことから、西除川河川水にはアユ稚魚に対する急性毒性を示す物質を含んでおり、大和川と合流した後も急性毒性を示したことがわかった。西除川は合流前の大和川と比べ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度で 10 倍程度高く、汚濁が進行した河川であり、人為的な汚濁がアユ稚魚に対する急性毒性を示している可能性が考えられた。

4.4.2 遊離アンモニアが生残に及ぼす影響

pH 解析試験や塩化アンモニウム添加試験から西除川河川水の毒性の主要因子は遊離 NH_3 であると考えられ、アユ稚魚に対する遊離 NH_3 の急性毒性が確認された。試験間での遊離 NH_3 濃度と死亡率の関係から、河川水濃縮試験（西除川）で 48 時間後の半数致死濃度が最も低く（0.24mgN/L）、pH 解析試験では河川水濃縮試験に比べ 3 倍以上高い値となった（0.71mgN/L）。塩化アンモニウム添加試験では、試験の設定濃度を pH 解析試験の結果を基に決定したが、設定した濃度の毒性が強すぎたために NH_4Cl を添加した試験水で全数死亡し、遊離 NH_3 による影響を正しく評価することができなかった。このように試験により遊離 NH_3 による死亡率が大きく変化した原因として、供試魚の飼育中や馴致中の遊離 NH_3 濃度が影響したと考えられる。2009 年に生物センターで行った河川水濃縮試験では飼育中も馴致中も地下水をかけ流しで利用しており、飼育水、馴致水の遊離 NH_3 濃度は 8.0×10^{-4} mgN/L 未満であった。一方大学では、pH 添加試験では河川水を循環式で飼育や馴致に利用しており、飼育水の遊離 NH_3 濃度が 0.18mgN/L まで上昇していた。その後、塩化アンモニウム添加試験では、塩素除去した水道水を利用し、飼育水の交換率を増加させたことで飼育水、馴致水の遊離 NH_3 濃度はそれぞれ 0.06mgN/L、0.03mgN/L まで低下した。ここで城戸ら（1991）はマダイの仔稚魚に対するアンモニアの生残試験より、アンモニア濃度が 100%致死レベルよりも低い濃度範囲では、1 日程度の馴致期間でアンモニア耐性が増す場合があることを報告している。本試験においても飼育中や馴致中の遊離 NH_3 濃度が高かったことにより、供試魚の遊離 NH_3 に対する耐性が増したため、pH 解析試験で半数致死濃度が最も高い値となったと考えられる。以上のことより、飼育水から遊離 NH_3 が検出されなかった西除川の河川水濃縮試験の結果をアユ稚魚の死亡率と遊離 NH_3 濃度との関係式とし、アユに対する遊離 NH_3 の 48 時間半数致死濃度は 0.24mgN/L（18℃）であるとした。ここで、Robert ら（1983）はニジマスの遊離 NH_3 の 96 時間半数致死濃度を 0.16mgN/L と報告しており、魚種も試験時間も異なるが、河川水濃縮試験の 48 時間半数致死濃度は 0.24mgN/L と同程度の値であったといえる。

水産用水基準の急性毒性に対する基本的な考えである「48時間半数致死濃度の1/10以下の濃度を水産用水基準とする（日本水産資源保護協会 1980）」を基に、西除川の河川水濃縮試験の結果である48時間半数致死濃度（0.24mgN/L）の1/10である0.024mgN/Lをアユ稚魚に対する遊離NH₃濃度の影響指標値と考えた。これは、菊池ら（1997）がリスク評価指針値としている0.02mgN/Lと同程度の値であった。下水道の整備などを行う際に河川の遊離NH₃濃度の目標値として、この影響指標値（0.024mgN/L）以下とすることが望ましいと考える。

4.4.3 遊離アンモニアに対するクロラミンの複合影響

NH₂Clの残存率は48時間後に65%以上であり、また0.065mg/Lから0.14mg/Lでは初期濃度による残存率の変化にほとんど差がなかった。このことから、低濃度であるため残存率が測定できなかったNH₂Cl濃度0.015mg/L、0.035mg/Lにおいても、65%程度は残存していたと考えられる。またDOは試験終了時にも90%程度と高い値を示しており、さらに試験中に供試魚の死亡が確認された試験水槽内では、死亡した個体の酸素消費がなくなるため、90%以上の高いDOを維持していたため、本試験における供試魚の生残にDOの低下が影響を及ぼしていないと考えられる。また、NH₄⁺-N濃度の上昇に伴いpHが減少したが、これはpHの調整を行わなかったため、溶解すると弱酸性を示すNH₄Clの添加量が増すことで、pHが低下したためであると考えられる。そのため遊離NH₃設定濃度の高い試験において設定濃度よりも試験濃度が低くなってしまったが、すべてのNH₂Cl濃度において、死亡率が0%から100%までの値であったことから、試験結果には問題がなかったといえる。

2010年に大学で行った塩化アンモニウム添加試験では飼育水や馴致水での遊離NH₃濃度の上昇が原因でアユ稚魚に対する遊離NH₃の毒性を正しく評価できなかった。しかし、海生研で行った試験では飼育水を塩素除去した水道水とし、かけ流しで飼育しており、飼育水、馴致水ともにアンモニア態窒素濃度は検出限界（0.02mgN/L）未満であり、遊離NH₃濃度も4×10⁻⁴mgN/L未満であると算出された。これより、飼育時や馴致時にアユ稚魚が遊離NH₃に対する耐性は得ていなかったと考えられる。NH₂Cl濃度が0.015mg/L、0.035mg/Lでは、遊離NH₃の毒性にほとんど差が無く、NH₂Cl濃度が0.035mg/L以下では、アユ稚魚の生残に対してNH₂Clによる遊離NH₃への複合影響はほとんど無かったと考えられる。以上のことより、NH₂Cl濃度0.015mg/L、0.035mg/Lにおける48時間半数致死濃度（0.25mgN/L、0.22mgN/L）はほぼ遊離NH₃のアユ稚魚に対する48時間半数致死濃度であると考えられる。これは河川水濃縮試験における遊離NH₃の48時間半数致死濃度は0.24mgN/Lと、上記と同程度であり、西除川河川水のアユ稚魚の死亡は遊離NH₃による毒性が原因であったと考えられる。一方、NH₂Cl濃度が0.065mg/Lでは、遊離NH₃の48時間半数致死濃度が0.10mgN/L（17℃）と半分以下に低下しており、遊離NH₃に対する複合影響が確認された。

河川水濃縮試験をNH₂Cl濃度0mg/Lとし、クロラミン複合影響試験におけるNH₂Cl濃度0.015mg/L、0.035mg/Lの3試験についてNH₄⁺-N濃度と48時間後の死亡率との関係を図4-10

に示す。各試験でみると $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と死亡率には相関があり ($P<0.05$)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ がアユ稚魚の生残に影響を及ぼすことになる。しかし、半数致死濃度は河川水濃縮試験とクロラミン複合影響試験でそれぞれ 3.4 と 27, 29mgN/L であり、河川水濃縮試験がクロラミン複合影響試験に比べ、およそ 10 分の 1 であった。 NH_2Cl を含まない河川水濃縮試験の毒性の方が強くなるということは考えにくい。一方、遊離 NH_3 の半数致死濃度は河川水濃縮試験とクロラミン複合影響試験でそれぞれ 0.24 と 0.25, 0.22mgN/L であり (図 4-11)、河川水濃縮試験とクロラミン複合影響試験とで差はほとんどなかった。このことから、アユ稚魚に対する毒性は $\text{NH}_4^+\text{-N}$ によるものではなく、遊離 NH_3 の毒性が支配的であったと考えられた。河川のアンモニアを評価するときに $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度で評価されることが多いが、生物に対する毒性を考慮すると遊離 NH_3 で評価することが妥当であるといえる。

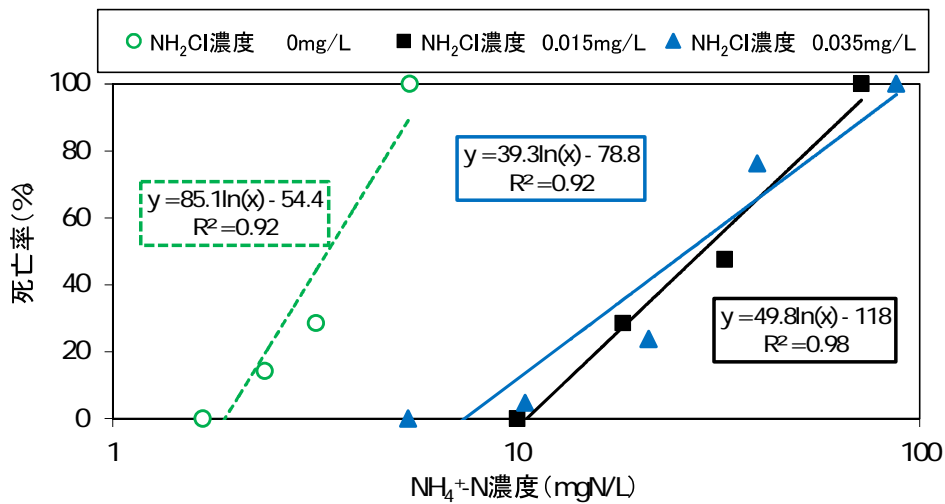


図 4-10 各 NH_2Cl 濃度における $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と 48 時間後の死亡率との関係

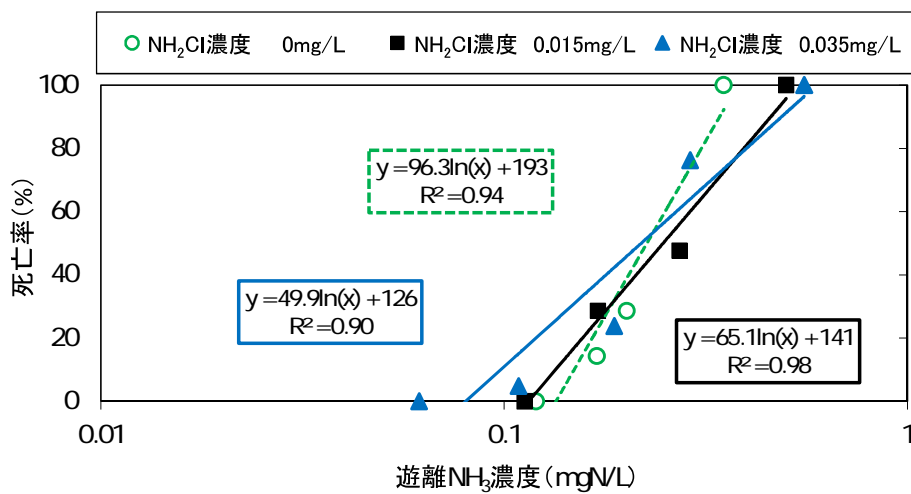


図 4-11 各 NH_2Cl 濃度における遊離 NH_3 濃度と 48 時間後の死亡率との関係

4.5 まとめ

- ・大和川河川水の濃縮水に対する急性毒性試験の結果，大和川の支流である西除川とその合流後の大和川河川水においてアユ稚魚に対する急性毒性が確認された。
- ・pH解析試験，塩化アンモニウム添加試験の結果，西除川河川水の毒性の主要因子は遊離 NH_3 であった。遊離 NH_3 のアユ稚魚に対する48時間半数致死濃度は 0.24mgN/L (18°C)と算出され，水産用水基準に準じ，その $1/10$ である 0.024mgN/L をアユ稚魚の生残に関する遊離 NH_3 の影響指標値とした。また，アユ稚魚に対する毒性としては $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の毒性は遊離 NH_3 に比べて極めて弱く，河川水のアユ稚魚の生残に及ぼす影響をアンモニアで評価する場合， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ よりも遊離 NH_3 を用いるべきであることがわかった。
- ・クロラミン複合影響試験の結果， NH_2Cl 濃度が 0.035mg/L 以下ではアユ稚魚の生残に対する遊離 NH_3 の毒性はほとんど変わらず，複合影響は確認されなかった。しかし， NH_2Cl 濃度が 0.065mg/L で混在する場合，遊離 NH_3 の48時間半数致死濃度が 0.24mgN/L から 0.10mgN/L (17°C)へと低下し， NH_2Cl の複合影響を受け，遊離 NH_3 の毒性が強くなることがわかった。

参考文献

- Robert V., Thurston, and Rosemarie C. Russo (1983) Acute Toxicity of Ammonia to Rainbow Trout, *Transactions of American Fisheries Society*, 112, pp.696-704.
- 市川貴大, 高橋輝昌, 浅野義人, 小林達明 (2002) インドフェノール青法によるアンモニア態窒素の簡易定量法の検討, *日本緑化工学会誌*, 27 (4), pp.623-626.
- 大竹二雄 (2006) 海域におけるアユ仔稚魚の生態特性の解明, (独) 水産総合研究センター研究報告, 5, pp.179-185.
- 菊池幹夫, 風間真理 (1997) アンモニア汚染の環境リスク評価, *東京都環境科学研究所年報*, pp.143-148.
- 城戸勝利, 渡辺康憲, 中村幸雄, 岡村武志 (1991) マダイ卵および仔稚魚の生残に及ぼすアンモニアの影響, *日本水産増殖学会誌*, 39 (4), pp.353-362.
- 杉山寛治, 小坂浩司, 泉山信司, 縣邦雄, 遠藤卓郎 (2010) モノクロラミン消毒による浴槽レジオネラ属菌の衛生対策, *保健医療科学*, 59 (2), pp.109-115.
- 田子泰彦 (2002) 富山湾の砂浜域砕波帯周辺におけるアユ仔魚の出現, 体長分布と生息場所の変化, *日本水産学会誌*, 68 (1), pp.61-71.
- 日本水産資源保護協会 (1980) 新編水質汚濁調査指針, 恒星社厚生閣出版, pp.377-514.

第5章 遡上アユの行動に及ぼす遊離アンモニアとクロラミンの影響

5.1 はじめに

第4章では急性毒性試験法により、大和川河川水のアユ稚魚に対する急性毒性を確認し、その主要因子が遊離 NH_3 であったことを明らかにした。本章では、アユが遡上前の河口域に蟄集する時に、河川水中の遊離 NH_3 を感知し忌避する可能性について、伊藤ら (2001) の魚類忌避実験システムを用いて検討を行った。また、遡上時期のアユは落水による音や流れの刺激を受けると上流に向かいとびはねて遡上を試みることが知られており、とびはね行動と遡上行動には密接な関係があるとされている (Uchida *et al.* 1990a, Tsukamoto *et al.* 1990a, 塚本ら 1998)。ここではそのとびはね行動を指標とし、遊離 NH_3 と NH_2Cl による遡上行動の阻害について検討した。

5.2 試験方法

5.2.1 供試魚の飼育と馴致

行動試験として、忌避行動試験、とびはね行動試験、とびはね行動複合影響試験の3種類の試験を行った。忌避行動試験ととびはね行動試験は2011年に和歌山県日高川漁業協同組合（以後、日高川漁協とする）において、とびはね行動複合影響試験は2014年に公益財団法人海洋生物環境研究所中央研究所（以後、海生研とする）で行った。

供試魚のサイズは遡上を開始するサイズである体長60mm程度のアユとした。供試魚の飼育と馴致方法は年によって異なるため、試験を行った年別に記載する（表5-1）。

5.2.1.1 2011年の飼育と馴致

和歌山県日高川漁業協同組合（以後、日高川漁協）において塩分およそ10psuの汽水で人工飼育され、体長が20~30mmの時に淡水に馴致されたアユを供試魚とした。アユは日高川漁協内の2,000Lコンクリート水槽において給餌飼育され、試験に供する2日前に馴致のために500Lのパンライト水槽に移し餌止めした。飼育水、馴致水ともに地下水を用い、換水率は飼育時と同程度で1日におよそ2回となるように流水状態とした。また、飼育時は水温の調整は行わず地下水の水温（13~16℃）で飼育し、馴致時の水温は遡上時期である5月の河川水温と同程度となるようICオートヒーター（トラスティ200 GEX社製）により18±1℃に調温した。

表5-2 試験年月、試験実施場所と供試魚の体長と体重

試験名	試験年月	試験実施場所	体長(mm)	体重(g)
忌避行動試験	2011年3月	日高漁協	60±7.0 [※]	2.0±0.75
とびはね行動試験	2011年3月	日高漁協	61±5.7	2.2±0.74
とびはね行動複合影響試験	2014年3月	海生研	62±1.9	2.4±0.26

※平均値±標準偏差

5.2.1.2 2014年の飼育と馴致

財団法人神奈川県内水面漁業振興会鮎種苗生産センター（以後、種苗センター）において1/5濃度の人工海水で人工飼育され、体重がおよそ0.8gの時に淡水に馴致されたアユを供試魚とした。供試魚は2014年2月21日に種苗センターから海生研まで輸送後、3,000Lの円形水槽（以後、飼育水槽とする）にて給餌しつつ飼育し、試験開始前日に試験に供する稚魚のみ600Lの円形水槽（以後、馴致水槽とする）に移し、餌止めし試験条件に馴致した。飼育時は活性炭ろ過器（PCF-200A オルガノ社製）により塩素除去した水道水を換水率がおよそ1日に2~3回になるように流水状態とし、水温調整を行わず13~16℃とした。試験2日前に供試魚を馴致水槽に移し、馴致水は塩素除去した水道水を止水状態とし、Ti投げ込みヒーター（1000W 日東機材社製）とサーモコントローラー（HC-100 IWAKI PUMPS社製）により水温を18±1℃とした。

5.2.2 試験装置

5.2.2.1 遊離アンモニアが忌避行動に及ぼす影響

忌避行動試験には図5-1に示すように中央に仕切りのある長さ、幅、高さがそれぞれ105, 72, 30cmのプラスチック製水槽を用い、水槽の一端に給水口を設置した。一方から馴致に用いた地下水（以後、コントロール水とする）、もう一方からはアンモニアを添加した地下水（以後、アンモニア添加水とする）を入れた2つの100L容量のパンライト貯水槽から給水チューブを通して、20L/minの流量で供給した。なお貯水槽に入れるチューブの先端を入れ替えることで速やかに試験水を切り替えることが可能とした。

試験は2011年3月1日から9日にかけて行い、毎日午前10時にまず左右両側の給水口からコントロール水を流し、20分後に右側の給水口からコントロール水を左側からはアンモニア添加水を流した。さらに、その後20分毎にコントロール水とアンモニア添加水の流路を切り替えて試験を行った（表5-2）。切り替え作業による影響を除外するため、切り替え前後の5分間を除き、10分間の行動を観察した。ここでコントロール水を流した区画をコントロール区とし、アンモニア添加水を流した区画を試験区とした。供試魚は試験前日の17時にコントロール水を入れた試験水槽に移し、順応させた。試験に際して水槽は2つ用意し、各水槽の供試魚は20尾とし、試験時の水温はICオートヒーターにより18±1℃に調温した。

第4章よりアユ稚魚に対する遊離NH₃の48時間半数致死濃度が0.24mgN/Lであったので、試験濃度は最も高い濃度で0.30mgN/Lとした。その他の濃度は毒性に関する生物試験法に準じ（日本水産資源保護協会1980）、対数値で4分割となるよう0.17, 0.095, 0.053mgN/Lに設定した。試水のNH₄⁺-N濃度はNH₄Clを添加することにより調整し、試験終了時に採水し、オートアナライザー（自動栄養塩分析装置AACS BLTEC社製）により測定した。また、pHは地下水のpH(7.25)と同程度となるよう1mol/L水酸化ナトリウム(NaOH)溶液と1mol/L塩化水素(HCl)水溶液を用いて調整し、pH計(Multi3410 WTW社製)により

測定した。第3章の式 3-3 に示した Anthonisen らの式より、遊離 NH_3 濃度を $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と水温、pH から算出した。

各試験終了時に貯水槽内のコントロール水、アンモニア添加水と試験水槽内のコントロール区と試験区の下流部の計4点において250mLのプラスチック製ボトルにより採水し(図 5-1)、水温、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度を測定した。また、コントロール水とアンモニア添加水との混合を確認するにあたり、コントロール水のアンモニア態窒素濃度は 0.15mgN/L と最も低いアンモニア添加水の濃度である 9.86mgN/L と比べても 60 分の 1 以下と極めて低いため、コントロール区と試験区で検出されたアンモニア態窒素濃度はアンモニア添加水から流入したとみなし、コントロール区、試験区それぞれの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度をアンモニア添加水の濃度で除したものをアンモニア添加水の混合率とした。

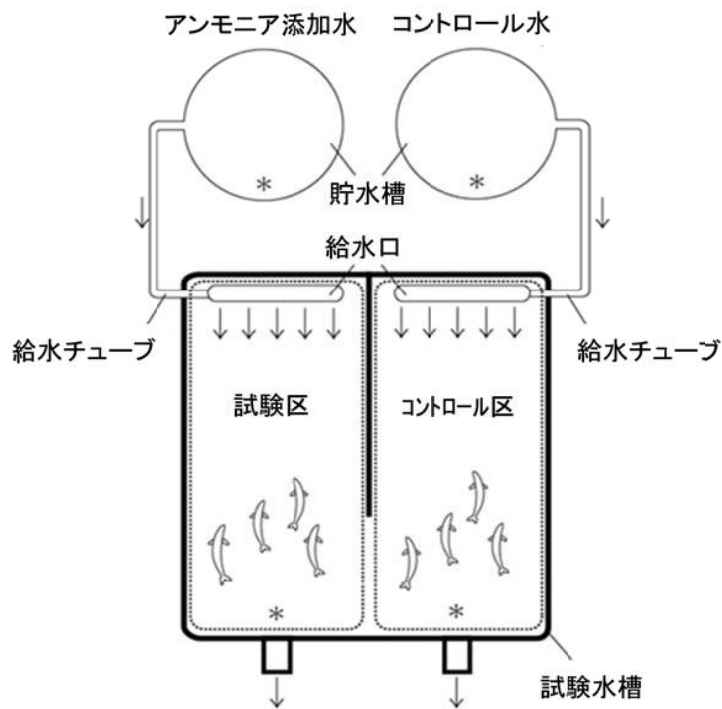


図 5-1 忌避行動試験装置

表 5-2 忌避行動試験におけるコントロール水とアンモニア添加水の切替え

時間	左側	右側
10 : 00 ~ 10 : 20	コントロール水	コントロール水
10 : 20 ~ 10 : 40	コントロール水	アンモニア添加水
10 : 40 ~ 11 : 00	アンモニア添加水	コントロール水
11 : 00 ~ 11 : 20	コントロール水	アンモニア添加水
11 : 20 ~ 11 : 40	アンモニア添加水	コントロール水

5.2.2.2 遊離アンモニア及びクロロミンがとびはね行動に及ぼす影響

(a) 遊離アンモニアによる影響

図5-2に示したように長さ、幅、高さがそれぞれ105, 72, 30cmのプラスチック製水槽に幅72cm, 高さ25cm, 厚さ1cmの仕切板を取り付けた試験水槽を用意した。100Lパンライイト貯水槽に貯めた試験水を上流側の水面上約5cm上の位置から35L/minの流量で流し、落水刺激を与えた。ここで、全長70mm(体長60mm程度)のアユの巡航速度は50~70cm/sとされているため(塚本ら1975),越流部の流速が60cm/s程度となるよう、試験水は幅5cm,水深約1cmで仕切板両端から下流部へと流した。下流部から排水された試験水は排水口で集め、再び水中ポンプ(SUPER ACE 株式会社寺田ポンプ製作所製)で貯水槽に戻し、循環させた。

全供試魚のうち仕切板を越えて上流部にとびはねた個体の割合をとびはね率とした。遊離アンモニアの影響によるとびはね率の低下を明確にするために、遊離アンモニアを添加していないコントロール水でのとびはね率が高い必要があるが、逆に全個体がとびはねることができる状況では、遊離アンモニアによる微少な影響が確認できない可能性があるため、コントロール水でのとびはね率が90%程度であることが妥当であると考えた。そこでコントロール水を用いたコントロール試験を行い、仕切板の上流部と下流部の落差を5cmとした。

試験は2011年3月14日から18日にかけて行い、試験時間を9時から16時までの7時間とした。供試魚は試験前日の17時に試験水を入れた水槽に移し、試験水に暴露させた。試験前日17時から当日9時までの16時間の曝露中はDOの低下を避けるために通気し、供試魚の飛び出しを防止するために透明のアクリル板で試験水槽にフタをした。各水槽の供試魚を30尾とし、試験水槽を5つ用意し、試験数は各濃度につき5試験とした。試験時の水温はICオートヒーターにより $18 \pm 1^\circ\text{C}$ に調温した。

試験濃度は忌避行動試験と同様に遊離 NH_3 濃度を0.30, 0.17, 0.095, 0.053mgN/Lに設定した。

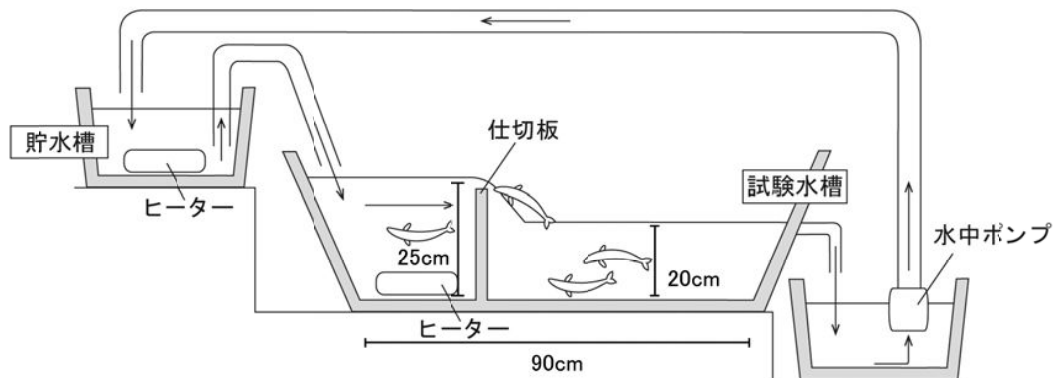


図5-2 とびはね行動試験装置

(b) クロラミンによる複合影響

とびはね行動複合影響試験では、 NH_2Cl による遊離 NH_3 への複合影響を調べた。ここで、 NH_2Cl が混在することで、遊離 NH_3 単独に比べ、とびはね率が低下した時に、複合影響があったと考え、そのことを遊離 NH_3 に対して NH_2Cl の複合影響が確認されたと表現した。

とびはね行動試験では下流部で排水を集めポンプにより上流部にある貯水槽に戻し循環させたが、とびはね行動複合影響試験では各試験水槽の下流部に水中ポンプ（RSD-40A IWAKI PUMPS 社製）を設置し、下流部から上流部へと水槽内で循環させた（図5-3）。

試験日は2014年3月8日から14日とし、試験時間を9時から16時までの7時間とした。供試魚は試験前日の18時に試験水を入れた水槽に移し、試験水に暴露させた。試験前日18時から当日9時までの15時間の曝露中はDOの低下を避けるために通気し、供試魚の飛び出しを防止するために透明のアクリル板で試験水槽にフタをした。

石英ヒーター（300W 日成産業社製）とICサーモスタット（DX-003 GEX社製）により各水槽内の水温を $18 \pm 1^\circ\text{C}$ に調整した。各水槽の供試魚を30尾とし、試験水槽を5つ用意し、試験数は各濃度につき5試験とした。

試験濃度は NH_2Cl 濃度を0.015, 0.025, 0.035mg/Lとし、遊離 NH_3 濃度は NH_2Cl 濃度により0.30, 0.17, 0.095, 0.053, 0.030, 0.017mgN/Lのうち4段階に設定した（表5-3）。なお、第4章のクロラミン複合影響急性毒性試験と同様に、曝露開始時（前日18時）、試験開始直前の曝露終了時（当日9時）と試験終了時（当日16時）にDOを測定し、曝露および試験中のDOの変化を確認した。また、 NH_2Cl 濃度の減少を確認するために初期濃度を0.051, 0.085, 0.15mg/Lの3段階とし、DOと同じく曝露開始時、曝露終了時、そして試験終了時に採水し、 NH_2Cl 濃度を測定した。 NH_2Cl 濃度の減少を確認する試験においては、供試魚を入れずに、試験と同様に前日18時から通気し、当日9時に通気を止め、ポンプを起動し、当日16時にポンプを止めた。

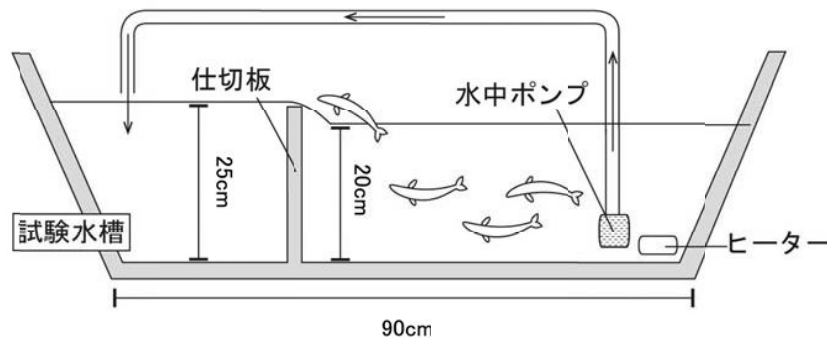


図5-3 とびはね行動複合影響試験装置

表 5-3 とびはね行動複合影響試験における各 NH₂Cl 濃度に対する遊離 NH₃ の設定濃度

NH ₂ Cl濃度 (mg/L)	遊離NH ₃ 濃度 (mgN/L)					
0.015	-	-	0.053	0.095	0.17	0.30
0.025	-	0.030	0.053	0.095	0.17	-
0.035	0.017	0.030	0.053	0.095	-	-

5.2.3 データ解析

5.2.3.1 忌避行動

供試魚の行動はビデオカメラ (HDC-SD5 Panasonic 社製) により貯水槽の上部から連続撮影し、試験開始もしくは試験水の切り替え 5 分後から 15 分後の 10 分間を解析に使用した。解析には 2 次元動画画像移動解析システム (Image Tracker PTV デジモ社製) を用いたが、これは定位置から取られた画像を重ね合わせることで、動いた物体の軌跡を画像とするシステムであり、本試験では 1 秒間に 10 枚、10 分間で計 6000 枚の静止画を重ね合わせ 1 枚の画像とした (図 5-4)。ここで図 5-4 の上部の黒くなっている部分が供試魚 20 個体の 10 分間の位置の積算となっており、この範囲を分布範囲とし、総分布面積と総分布面積における試験区の分布面積の割合 (以後、分布率とする) を求めた。

5.2.3.2 とびはね行動

とびはね行動試験、とびはね行動複合影響試験において、試験終了時に仕切り板の上流および下流にいた個体をそれぞれとびはね個体、滞留個体とし、個体数、体長、重量そしてとびはね率などについて解析した。



図 5-4 忌避行動試験における積算画像の例

5.3 結果

5.3.1 遊離アンモニアが忌避行動に及ぼす影響

忌避行動試験終了時における水温、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度とそれらより算定した遊離 NH_3 濃度ならびにコントロール区と試験区のアンモニア混合率を表5-4に示す。各試験におけるアンモニア添加水の遊離 NH_3 濃度は0.055、0.094、0.18、0.30mgN/Lと概ね計画した濃度であり、供試魚のアンモニア排泄などによる影響は無かったといえる。コントロール区におけるアンモニア添加水の混入率は10~16%、また試験区におけるアンモニアの残存率は76-84%と、両側には明確な差が確認されており、試験水槽下流部においてもアンモニア添加水とコントロール水は分離されていたといえる。なお、すべての試験において試験区とコントロール区には水温とpHには差がほとんどなく、遊離 NH_3 濃度の混合率は $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度の混合率と同程度であった。各試験中の総分布面積における試験区の分布面積の割合(平均値±標準偏差)を表5-5に示す(N=8, 切り替え4回×水槽2個)。遊離アンモニア濃度0.18mgN/L以下では分布率が45~49%で差が無いのに対して、遊離 NH_3 濃度0.30mgN/Lでは68%と試験区の分布率が高かった。しかしながら、0.055-0.30mgN/Lの濃度において試験区での分布率には有意な差は確認されなかった(P>0.05)。

表5-4 忌避行動試験終了時における水温、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度、遊離 NH_3 濃度と混合率

設定遊離 NH_3 濃度 mgN/L	測定場所	水温 °C	pH	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度 mgN/L	遊離 NH_3 濃度 mgN/L	混合率 %
0.053	貯水槽 (コントロール水)	17.8	7.22	0.15	8.3×10^{-4}	-
	貯水槽 (アンモニア添加水)	17.7	7.23	9.86	0.055	-
	コントロール区	17.8	7.23	1.02	5.8×10^{-3}	10
	試験区	17.8	7.22	8.22	0.046	83
0.095	貯水槽 (コントロール水)	17.5	7.24	0.14	7.9×10^{-4}	-
	貯水槽 (アンモニア添加水)	17.4	7.25	16.4	0.094	-
	コントロール区	17.6	7.25	2.13	0.012	13
	試験区	17.5	7.26	12.8	0.076	78
0.17	貯水槽 (コントロール水)	17.9	7.28	0.15	9.6×10^{-4}	-
	貯水槽 (アンモニア添加水)	17.8	7.28	28.4	0.18	-
	コントロール区	17.8	7.29	4.56	0.030	16
	試験区	17.9	7.28	21.5	0.14	76
0.30	貯水槽 (コントロール水)	18.1	7.27	0.16	1.0×10^{-3}	-
	貯水槽 (アンモニア添加水)	18.2	7.27	47.5	0.30	-
	コントロール区	18.1	7.27	7.56	0.048	16
	試験区	18.3	7.26	39.8	0.25	84

次に、各濃度別に試験水槽へのアンモニア添加前と添加後の分布面積を図 5-5 に示す。ここで、図中の異なるアルファベットは添加後における有意差の存在を表し、例えば遊離 NH₃ 濃度 0.30mgN/L (a)、0.094mgN/L (b) には有意差があることを意味する。添加前の分布面積は 810~960cm² と同程度の値であり、添加後についても遊離 NH₃ 濃度 0.055mgN/L の分布面積は 830cm² と、添加前と同程度であり、かつその他の濃度の添加後と比べ有意に小さかった。他方、遊離 NH₃ 濃度 0.30mgN/L では分布面積が 1,500cm² と最も大きく、この値は水槽の底面積 (約 6,000cm²) の 1/4 に達した。さらに遊離 NH₃ 濃度 0.30mgN/L での分布面積 1,500cm² は 0.055mgN/L および 0.094mgN/L での分布面積に比べ有意に大きかった (P<0.05)。この濃度範囲において遊離 NH₃ 濃度と分布面積については図 5-5 に示すように、両者の間には強い正の相関が確認された (R²=0.99, P<0.01)。

表 5-5 試験区における分布率

アンモニア添加水濃度 (mgN/L)	試験区における分布率
0.055	49 ± 31 [*]
0.094	46 ± 23
0.18	45 ± 12
0.30	68 ± 16

^{*}平均値 ± 標準偏差

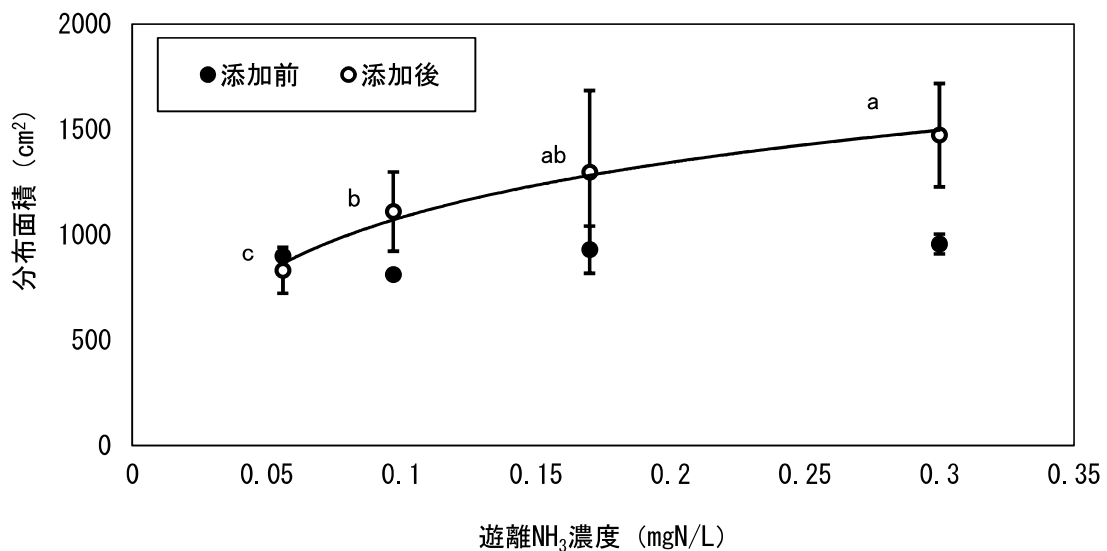


図 5-5 遊離 NH₃ 濃度と分布面積の関係

5.3.2 遊離アンモニアによるとびはね行動に及ぼす影響

とびはね行動試験終了時における水温、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度とそれらより算定した遊離 NH_3 濃度を表5-6に示す。水温、pHはそれぞれ17.8~18.3°C、7.21~7.25と試験濃度による差がほとんど無く、コントロールを除く各試験における遊離 NH_3 濃度は概ね設定した濃度であり、供試魚のアンモニア排泄などによる影響は無かったといえる。

各濃度に対するとびはね率の平均値と標準偏差(N=5)を図5-6に示す。ここで、図中の異なるアルファベットは有意差の存在を表す。なお、遊離 NH_3 濃度0.33mgN/Lにおいては試験中に150尾中20尾のアユが死亡したが、死亡した個体も滞留個体とみなし、総数を150尾とした。0.19mgN/Lと0.33mgN/Lとの間を除き、すべての濃度間において有意差が確認され(P<0.01)、遊離 NH_3 濃度の上昇に伴い、とびはね率の低下が確認された。

次にとびはね行動試験におけるとびはね個体と滞留個体それぞれの個体数と体長、体重を表5-7に示す。ただし、0.33mgN/Lについては死亡した20尾の体長、体重を測定できなかった。遊離アンモニア濃度をほとんど含まないコントロールではとびはね個体と滞留個体の体長・体重ともに有意な差は確認されなかったが(P>0.05)、その他のすべての試験においてとびはね個体が滞留個体よりも体長・体重ともに有意に大きく、その差はそれぞれ2.9~4.5mm、0.34~0.62gであった。

表5-6 とびはね行動試験終了時における水温、pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と遊離 NH_3 濃度

遊離 NH_3 設定濃度 mgN/L	水温 °C	pH	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度 mgN/L	遊離 NH_3 濃度 mgN/L
0.053	17.9	7.21	10.8	0.059
0.095	18.2	7.23	17.8	0.10
0.17	17.8	7.25	31.5	0.19
0.30	18.3	7.23	56.1	0.33
コントロール水	18.1	7.25	0.15	9.5×10^{-4}

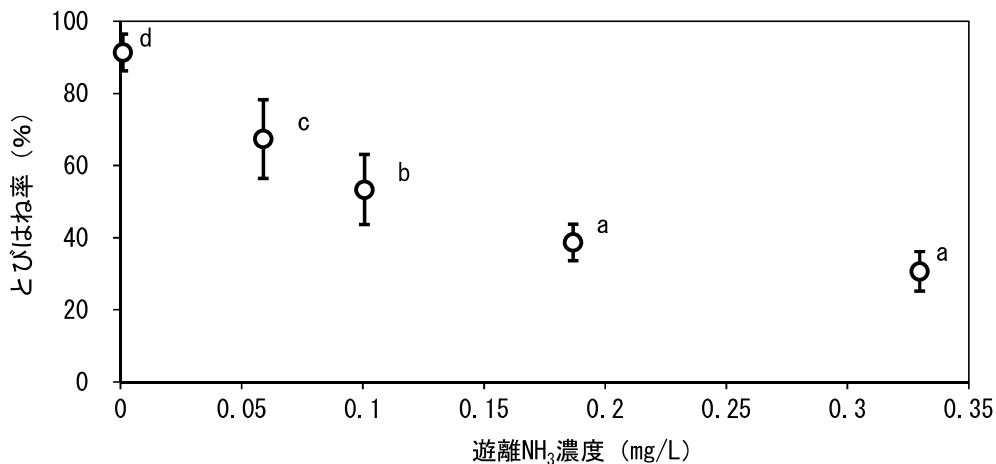


図5-6 遊離 NH_3 濃度ととびはね率の関係

表 5-7 とびはね行動試験におけるとびはね個体と滞留個体それぞれの個体数と体長, 体重

遊離NH ₃ 濃度 mgN/L	とびはね個体			滞留個体		
	個体数 尾	体長 mm	体重 g	個体数 尾	体長 mm	体重 g
0.059	101	64±5.7 ^{※1}	N.D. ^{※2}	49	61±5.6 [*]	N.D.
0.10	80	63±5.6	2.5±0.80	70	58±4.0 ^{**}	1.9±0.47 ^{**}
0.19	58	63±5.4	2.5±0.71	92	60±6.2 [*]	2.1±0.79 [*]
0.33	46	64±5.4	2.5±0.78	84	60±5.4 ^{**}	2.0±0.66 ^{**}
コントロール水	137	62±6.1	2.2±0.77	13	60±3.3	2.0±0.52

* P<0.05, ** P<0.001, ^{※1}平均値±標準偏差, ^{※2}No Data

5.3.3 クロラミンによるとびはね行動に及ぼす複合影響

暴露中及び試験中における NH₂Cl 残存率と DO の変化を図 5-7 に示す。ここで、残存率とは NH₂Cl の初期濃度を 100% とした時の測定時の濃度の割合とした。暴露中の 14 時間で NH₂Cl は初期濃度の 80% 程度となり、その後 8 時間後の試験終了時には初期濃度の 60% 程度が残存しており、初期濃度による残存率の差はなかった。次に DO については暴露中に 87% まで低下したが、試験終了時には 100% 以上と高い値であった。

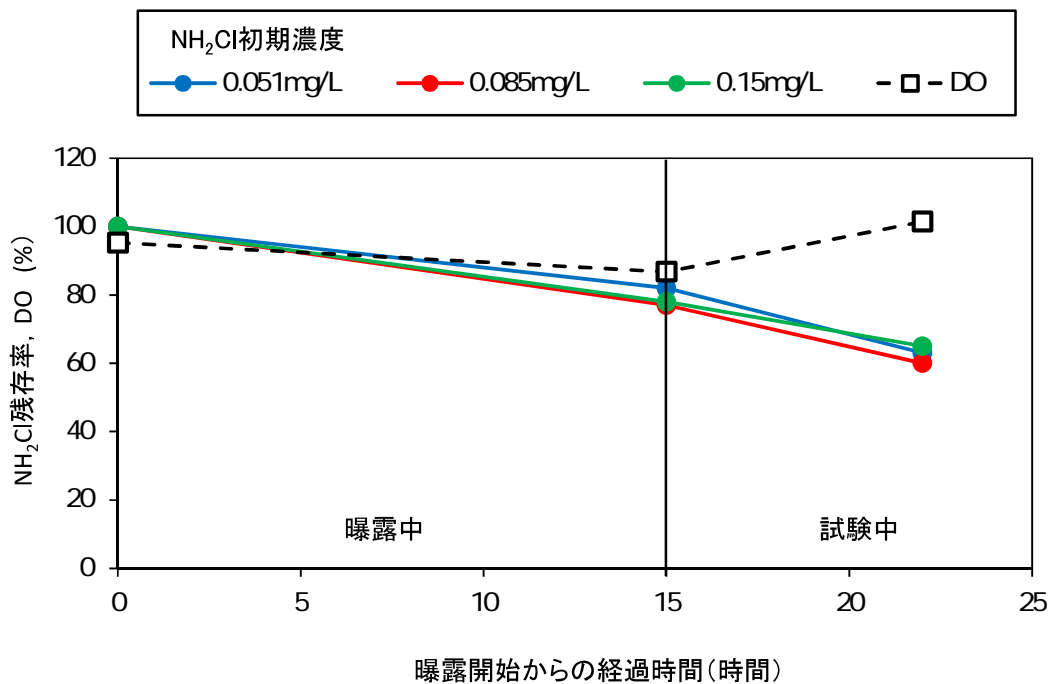


図 5-7 NH₂Cl 残存率と DO の時間変化

とびはね行動複合影響試験終了時の各 NH_2Cl 濃度における水温, pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度とそれらより算定した遊離 NH_3 濃度, さらに暴露中および試験中における供試魚の死亡数を表 5-8 に示す。各 NH_2Cl 濃度において遊離 NH_3 の設定濃度が 0.095mgN/L よりも低い濃度の時は pH が 7.6 程度とコントロール水 (塩素除去した水道水) の pH7.64 と同程度であり, pH の低下は確認されなかったが, 遊離 NH_3 の設定濃度が 0.17mgN/L , 0.30mgN/L では pH はそれぞれ 7.5, 7.4 程度に低下した。しかし, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度を調整することで, 遊離 NH_3 濃度はすべての試験において概ね設定濃度であった。また, NH_2Cl 濃度 0.015mg/L , 遊離 NH_3 濃度 0.34mgN/L の試験において 150 尾すべての供試魚が死亡しており, その他にも NH_2Cl 濃度 0.025mg/L , 遊離 NH_3 濃度 0.17mgN/L の試験で死亡個体が 42 尾など, 暴露中または試験中に死亡した個体がいた。なお, 死亡した個体はすべて停滞個体とみなし, とびはね率を求める際には総数を 150 尾とした。

表 5-8 とびはね行動複合影響試験終了時の各 NH_2Cl 濃度における水温, pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度, 遊離 NH_3 濃度と死亡数

初期 NH_2Cl 濃度 mg/L	遊離 NH_3 設定濃度 mgN/L	水温 °C	pH	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度 mgN/L	遊離 NH_3 濃度 mgN/L	死亡数 尾
0.015	0.053	16.7	7.62	4.20	0.054	0
	0.095	16.8	7.60	7.51	0.091	0
	0.17	16.7	7.52	16.1	0.16	31
	0.30	16.9	7.37	46.6	0.34	150
0.025	0.030	17.0	7.61	2.49	0.032	0
	0.053	17.0	7.63	4.36	0.058	0
	0.095	17.0	7.62	7.63	0.098	1
	0.17	16.8	7.49	18.3	0.17	42
0.035	0.017	17.0	7.61	1.37	0.017	0
	0.030	16.8	7.57	2.66	0.030	0
	0.053	16.7	7.59	4.50	0.054	3
	0.095	16.8	7.61	8.43	0.11	32
コントロール水		16.7	7.64	<0.02	<0.0003	0

各濃度におけるとびはね率の平均値と標準偏差 (N=5) を図 5-8 に示す。ここで、図中の異なるアルファベットは同じ NH_2Cl 濃度での遊離 NH_3 濃度間における有意差の存在を表し、異なる数字は同じ遊離 NH_3 設定濃度での NH_2Cl 濃度間における有意差の存在を表す。例えば、 NH_2Cl 濃度 0.035mg/L では遊離 NH_3 設定濃度 0.054mgN/L (a) と 0.030mgN/L (b) には有意差があることを意味し、遊離 NH_3 設定濃度 0.095mgN/L では NH_2Cl 濃度 0.015mg/L (1), 0.025mg/L (2), 0.035mg/L (3) 間にそれぞれ有意差があることを意味している。 NH_2Cl 濃度 0.015mg/L 、遊離 NH_3 濃度 0.34mgN/L で有意差の検定が行えなかったが、同じ NH_2Cl 濃度 0.015mg/L で遊離 NH_3 濃度 0.16mgN/L と 0.054mgN/L においてとびはね率に有意差が認められた。 NH_2Cl 濃度 0.025mg/L においては遊離 NH_3 濃度 0.17mgN/L と 0.098mgN/L との間を除くすべての遊離 NH_3 濃度間において有意差が確認された。 NH_2Cl 濃度 0.035mg/L においては低濃度側 (0.017mgN/L と 0.030mgN/L) と高濃度側 (0.054mgN/L と 0.11mgN/L) との間有意差が確認され、特に遊離 NH_3 濃度が 0.030mgN/L から 0.054mgN/L に変化するに伴い、とびはね率は 65% から 19% に急激に低下した。このように $0.015\sim 0.035\text{mg/L}$ の NH_2Cl 濃度において遊離 NH_3 濃度ととびはね率には負の関係が認められた。次に、各遊離 NH_3 設定濃度での NH_2Cl 濃度間のとびはね率の差についてみると、遊離 NH_3 設定濃度が 0.030mgN/L での NH_2Cl 濃度 0.025mg/L と 0.035mg/L 間、および遊離 NH_3 設定濃度が 0.053mgN/L での NH_2Cl 濃度 0.015mg/L と 0.025mg/L 間を除くすべての NH_2Cl 濃度間において有意な差が確認され、 NH_2Cl 濃度の増加に伴うとびはね率の低下が確認された。

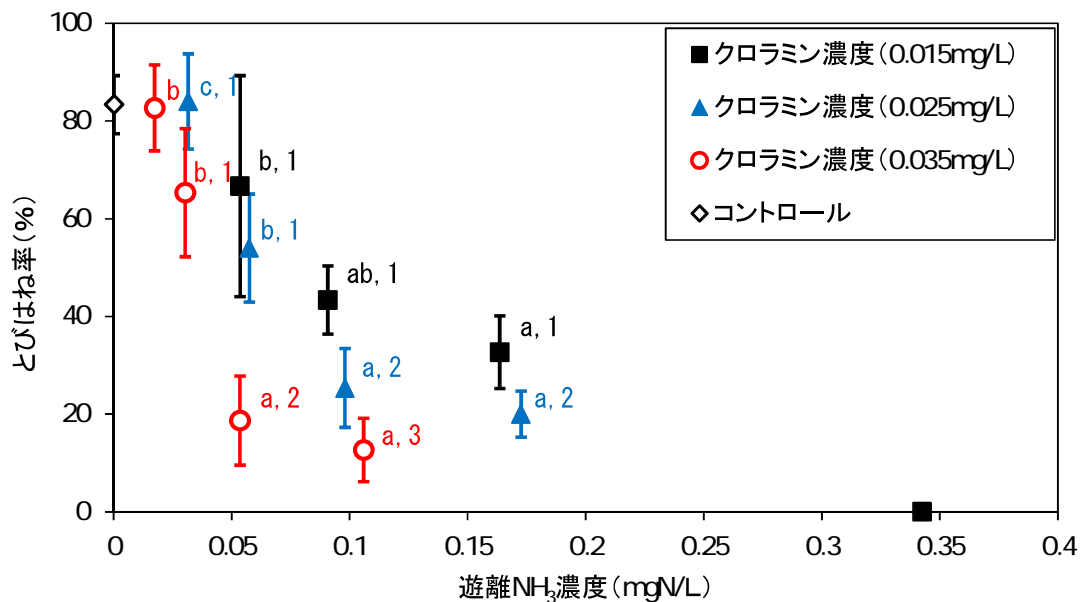


図 5-8 とびはね行動複合影響試験の各 NH_2Cl 濃度における遊離 NH_3 濃度ととびはね率との関係

表 5-9 とびはね行動複合影響試験におけるとびはね個体と滞留個体それぞれの
個体数と体長, 体重

初期NH ₂ Cl濃度 mg/L	遊離NH ₃ 濃度 mgN/L	とびはね個体			滞留個体		
		個体数 尾	体長 mm	体重 g	個体数 尾	体長 mm	体重 g
0.015	0.054	100	60±2.5 ^{*1}	1.9±0.29	50	60±2.9	1.9±0.30
	0.091	65	59±3.2	1.8±0.28	85	59±2.9	1.8±0.28
	0.16	49	60±2.3	1.9±0.23	101	60±2.7	1.9±0.29
	0.34	0	N.D. ^{*2}	N.D.	150	N.D.	N.D.
0.025	0.032	126	59±2.8	1.8±0.26	24	60±3.0	1.8±0.26
	0.058	81	60±2.7	1.8±0.27	69	59±3.3	1.7±0.32
	0.098	38	60±1.9	1.8±0.26	112	60±2.4	1.8±0.23
	0.17	30	60±3.0	1.9±0.32	120	60±3.4	2.0±0.37
0.035	0.017	124	60±3.4	1.9±0.35	26	59±3.1	1.8±0.29
	0.030	98	59±2.8	1.8±0.29	52	60±2.5	1.8±0.25
	0.054	28	62±3.2	2.1±0.35	122	61±3.3	1.9±0.32
	0.11	19	62±3.2	2.0±0.35	131	60±3.2	1.9±0.31
コントロール水		125	59±3.6	1.8±0.31	25	58±2.7	1.7±0.30

^{*1} 平均値±標準偏差, ^{*2} No Data

次にとびはね行動複合試験におけるとびはね個体と滞留個体それぞれの個体数と体長, 体重を表 5-9 に示す。ただし, 死亡個体については体長, 体重を測定できなかった。すべての試験において, とびはね個体と滞留個体では体長, 体重にはほとんど差がなかった。

5.4 考察

5.4.1 遊離アンモニアが忌避行動に及ぼす影響

遡上時のアユは群れを作り上流へと遡上していく傾向があり (中村ら 2004, 楠田ら 1963), 特に狭い範囲で飼育されている人工アユの場合は群れを作る傾向が強く, その群れの面積も小さくなるとされている (内田 1996, Tsukamoto *et al.* 1990b, Uchida *et al.* 1990b)。また Fukuda *et al.* (2011) は 3.3cm/s 以上の流速に対しアユは正の走流性を示し, 特に群れ面積の小さいアユでは, 流動環境が行動や移動に与える影響が強くなるとしている。本試験では人工飼育されたアユを用いており, 面積の小さい群れを作る傾向が強く, 流動環境によって行動に影響されやすいアユであったと考えられる。さらに, 試験水槽の断面積は約 180cm² (幅: 60cm, 水深: 3cm) で, 流量は 40L/min であったため, 水槽内の平均流速は約 3.7cm/s であった。これらのことより, 本試験においては流動環境がアユの行動に大きな影響を与えたと考えられた。試験中のアユの行動を観察したところ, アンモニア添加後において, 遊離 NH₃ の濃度に関わらず, アンモニア添加水を左右のどちら側から流入させた場合もアユが高濃度側を忌避するような行動は確認されず, 試験区における分布率には変化がなかった。一方で, 遊離 NH₃ 濃度の増加に伴い分布範囲の面積が有意に増加した。

ここで、遊離 NH_3 濃度 0.30mgN/L における遊離アンモニア水添加前後の典型的な行動パターンをみると (図 5-9)、アンモニア添加前には各水槽において群れたアユが正の走流性を示し、仕切りの下流部を中心に特定の位置に定位する傾向のあることが確認された。しかし、アンモニア添加後は添加前に定位していた場所に群れの中心があったものの、遊泳方向に一定性がなく正の走流性が弱くなっており、群れから離れて泳ぐ個体も多かった。このことからアユは、高濃度の遊離アンモニアに曝露された時に、低濃度側に忌避するのではなく、群れから離れるなどの異常行動を取る個体が増加し、その結果、分布面積が増加したと推察された。

5.4.2 遊離アンモニアとクロラミンが遡上行動に及ぼす影響

とびはね行動複合影響試験において、DO は暴露中に 85% まで低下したが、試験中はポンプを稼働することにより、100% 以上に回復しており、DO がアユの行動に影響することはなかったといえる。高濃度の NH_2Cl の場合、その残存率は初期濃度による差がなかったため、低濃度のとびはね行動複合影響試験についても残存率に NH_2Cl 濃度間での差はなかったと考えられる。試験終了時には NH_2Cl の残存率が 60% 程度まで低下していたが、初期濃度である 0.015 , 0.025 , 0.035mg/L を試験濃度として以下の考察を行った。

とびはね行動試験ととびはね行動複合影響試験の結果、遊離 NH_3 と NH_2Cl ともにアユのとびはね行動に影響を与えることがわかった。そこで、とびはね行動試験の結果を NH_2Cl 濃度 0mg/L とし、各 NH_2Cl 濃度についてとびはね率と遊離 NH_3 との関係を対数近似した結果を図 5-10 に示す。すべての NH_2Cl 濃度について R^2 (決定係数) が 0.9 以上であり、負の相関関係が確認された (t 検定, $P < 0.05$)。 NH_2Cl 濃度 0mg/L において遊離 NH_3 のみの影響をみると、遊離 NH_3 の 48 時間半数致死濃度である 0.24mgN/L (第 4 章) においてほとびはね率が 36% であり、また、150 尾中 20 尾が死亡した遊離 NH_3 濃度 0.33mgN/L においても生存した 130 尾中 46 尾が上流側にとびはねることができた。しかし一方で、急性毒性試験では 48 時間後の死亡率が 0% であった遊離 NH_3 濃度 0.12mgN/L において、とびはね率が 51%

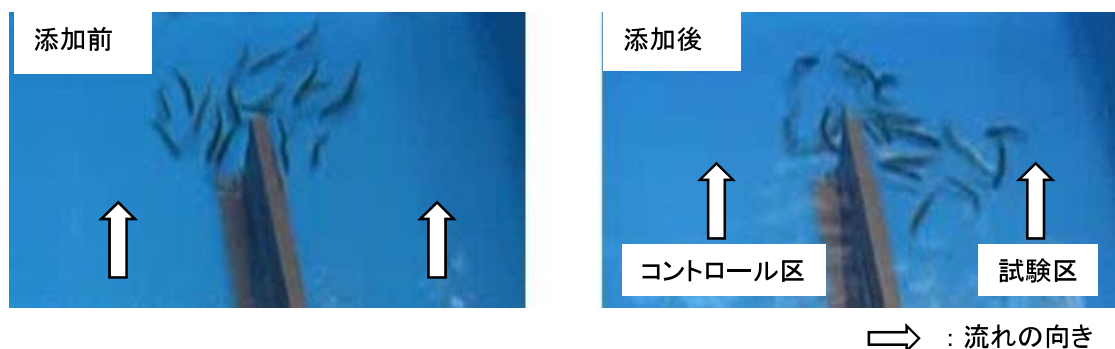


図 5-9 遊離アンモニア濃度 0.30mgN/L におけるアンモニア添加前後の典型的な定位位置 (左: アンモニア添加前, 右: アンモニア添加後)

まで低下していた。このように、急性毒性を示す程の高濃度の遊離 NH_3 環境下においても上流を目指しとびはね行動を行う一方で、急性毒性を示さない低濃度であっても半数のアユがわずか 5cm の障害を飛び越えることができなくなるほどの影響を及ぼすことがわかった。ここで遡上に関連するアユの特性として、遡上傾向 (tendency) と遊泳力 (ability) の 2 つがあげられる (Tsukamoto *et al.* 1990a, Tsukamoto *et al.* 1988)。アユの遡上傾向に強く影響するとされている血漿チロキシンは遺伝子と生息環境によって決まるものであり

(Tsukamoto *et al.* 1990b, Tsukamoto *et al.* 1988)、本研究ではこの血漿チロキシンを測定してはいないが、とびはね行動試験では日高川漁協内で同系統の親魚から生まれ、同じ環境下で飼育されたアユを用いているため、遺伝子と生息環境に有意な差はないと考えられる。また忌避行動試験において総分布面積に変化が確認されなかった遊離 NH_3 濃度が 0.055mgN/L においても (図 5-5)、コントロールに比べとびはね率が有意に低下しており (図 5-6)、忌避行動で確認された遊離 NH_3 濃度に暴露されたことによる行動の異常がとびはね率の低下に影響したとは考えにくい。一方、遊泳力に影響を与える要因として、個体サイズが考えられる。ここで、コントロールを除く 4 試験すべてで滞留個体はとびはね個体よりも有意に小さい個体であったことから (表 5-7)、遊泳力の弱い体長の小さな個体が遊離アンモニアの影響により仕切り板を越えてとびはねることができなくなってしまったと考えられる。

次に NH_2Cl によるとびはね行動に対する影響についてみると、対数近似曲線が NH_2Cl 濃度の増加に伴い、遊離 NH_3 濃度の低濃度側に移行し、その傾きが急になっていた (図 5-10)。とびはね率が 50% となる遊離 NH_3 濃度は NH_2Cl 濃度 0.015, 0.025, 0.035mg/L で、それぞれ 0.087, 0.067, 0.037mgN/L となった。次に急性毒性試験の結果と比較すると、 NH_2Cl 濃度 0.015, 0.035mg/L において 48 時間後の死亡率がそれぞれ 0, 4.8% (21 尾中 1 尾死亡) とほとんど急性毒性を示さなかった遊離 NH_3 濃度 0.11mgN/L では (第 4 章)、 NH_2Cl 濃度 0.015, 0.025, 0.035mg/L それぞれのとびはね率は 42, 31, 3.6% となり、 NH_2Cl 濃度 0.035mg/L ではほとんどとびはねることができなくなった。しかし、とびはね行動複合影響試験ではとびはね行動試験とは異なり、とびはね個体と滞留個体との間に体長や体重の有意差が確認されなかった。ここで、とびはね行動試験ととびはね行動複合影響試験のすべての供試魚の体長の平均値±標準偏差はそれぞれ $61 \pm 5.7\text{mm}$ と $60 \pm 3.3\text{mm}$ であり、体重はそれぞれ $2.2 \pm 0.74\text{g}$ と $1.9 \pm 0.32\text{g}$ であり、平均値は同程度であったが、標準偏差はとびはね行動試験の方が 2 倍程度高かった。このことより、とびはね行動複合影響試験に供したアユはとびはね行動試験に比べ個体間のサイズのばらつきが小さく、とびはね個体と滞留個体にサイズの差が生じなかったと考えられる。次に暴露開始から試験終了まで 22 時間における供試魚の死亡率についてみると、 NH_2Cl 濃度 0.015mg/L、遊離 NH_3 濃度 0.16mgN/L において死亡率が 21% (31 尾) であり、急性毒性試験における NH_2Cl 濃度 0.015mg/L、遊離 NH_3 濃度 0.17mgN/L の 24 時間後の死亡率 0% よりも高く、48 時間後の死亡率 29% と同程度であった。また、 NH_2Cl 濃度 0.035mg/L、遊離 NH_3 濃度 0.11mgN/L の死亡率 21% (32 尾) は急性毒性試験における

NH₂Cl 濃度 0.035mg/L, 遊離 NH₃ 濃度 0.11mgN/L の 48 時間後の死亡率 5% よりも高く, 遊離 NH₃ 濃度 0.19mgN/L の 48 時間後の死亡率 28% と同程度であった。このことから, 行動試験に用いた体長 60mm のアユは急性毒性試験に用いた体長 40mm のアユよりも NH₂Cl と遊離 NH₃ に対して耐性が弱く, 特に NH₂Cl 濃度が上昇するとその傾向が顕著であったと推察される。

このように急性毒性試験では遊離 NH₃ に対する複合影響が確認されなかった 0.015mg/L から 0.035mg/L の低濃度 NH₂Cl においても, とびはね行動では複合影響が確認され, 特に NH₂Cl 濃度 0.035mg/L ではその影響が顕著であった。

アユ未成魚が河川を遡上する際に, 遊離 NH₃ の影響を受け遊泳力の低下したアユが河川内にある岩や堰堤などのわずかな落差の障害物などを乗り越えられなくなる危険性や, スズキなどの肉食性の魚類やカワウなどの鳥類による食害の危険性などが増加することが懸念された。さらに 0.035mg/L の NH₂Cl が混在することで遊離 NH₃ がアユ未成魚の遡上行動に及ぼす影響は大きくなることが懸念された。

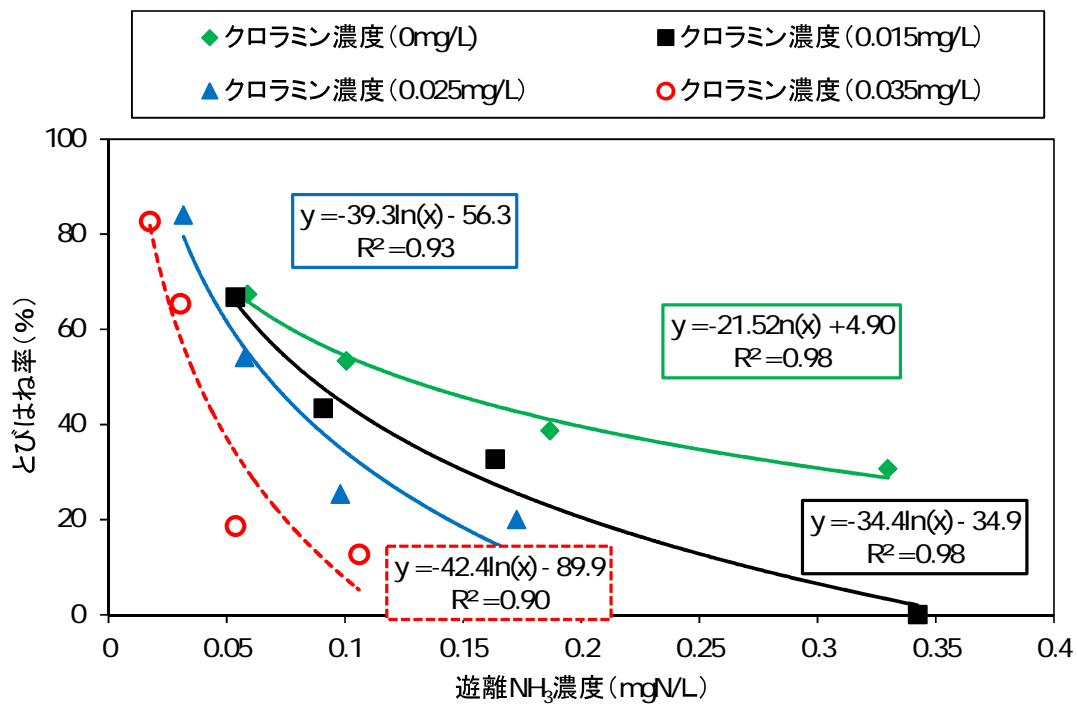


図 5-10 とびはね行動試験ととびはね行動複合影響試験における遊離 NH₃ 濃度ととびはね率との関係

5.5 まとめ

・遊離 NH_3 濃度 0.055mgN/L から 0.30mgN/L の間において、高濃度側を避け低濃度側を選択するといった忌避行動は明瞭ではなかった。しかし、遊離 NH_3 濃度の上昇に伴いアユ未成魚の分布面積が広がっており、群れから離れるなどの異常行動が確認された。

・遊離 NH_3 濃度の上昇に伴いとびはね率の低下し、急性毒性を示さない低濃度の遊離 NH_3 濃度 0.12mgN/L であっても、およそ半数の個体はとびはね行動ができなくなかった。また、体長の小さい個体では大きい個体に比べ、とびはね率が低く、アユの遊泳力に及ぼす遊離 NH_3 の影響について体長による違いが認められた。

・ NH_2Cl 濃度 0.015mg/L から 0.035mg/L では、遊離 NH_3 の急性毒性には複合影響が確認されなかったが、とびはね行動にはその濃度域で複合影響が確認された。特に NH_2Cl 濃度 0.035mg/L ではとびはね率の低下が顕著であった。

アユ未成魚は遊離アンモニアの低濃度側に忌避する行動を示さなかったことから、遡上する際に、遊離 NH_3 を回避し他の河川や河川内の低濃度側を選択するという可能性は低い。むしろ遊離 NH_3 濃度の高い河川を遡上したアユは、その過程で遊泳力が低下し、河川内にある障害物を乗り越えられなくなる危険性や、他の魚類や鳥類による食害が増加すると考えられた。さらに遊離 NH_3 と NH_2Cl が混在することでアユ未成魚の遡上行動阻害が強くなることが懸念された。

参考文献

- Fukuda H, Torisawa S, Yamane T, Takagi T. (2011) Concernment of Rheotactic Reaction and Schooling Behaviour Traits of the Dwarf Sweetfish, *Plecoglossus altivelis* on a Capture Process of the Set-Net “Eri”, Fisheries Engineering, 48 (2), pp.117-124.
- Tsukamoto K, Aida K, Otake T. (1988) Spacing and Jumping Behaviour of Ayu *Plecoglossus altivelis*, Nippon Suisan Gakkaishi, 54 (10), pp.1687-1693.
- Tsukamoto K, Masuda S, Endo M, Otake T. (1990a) Behavioural Characteristics of the Ayu, *Plecoglossus altivelis*, as Predictive Indics for Stocking Effectiveness in Rivers, Nippon Suisan Gakkaishi, 56 (8), pp.1177-1186.
- Tsukamoto K., Uchida K. (1990b) Spacing and Jumping Behaviour of Ayu *Plecoglossus altivelis*, Nippon Suisan Gakkaishi, 56 (9), pp.1383-1392.
- Uchida K., Tsukamoto K., Kajihara T. (1990a) Effects of Environmental Factors on Jumping Behaviour of the Juvenile Ayu *Plecoglossus altivelis* with Special Reference to Their Upstream Migration, Nippon Suisan Gakkaishi, 56 (9), pp.1393-1399.
- Uchida K., Tsukamoto K., Ishida R., Ishii S., Kajihara T. (1990b) Effects of Parental Origin on Jumping and Spacing Behaviours of Juvenile Ayu *Plecoglossus altivelis* with Special Reference to Their Upstream Migration, Nippon Suisan Gakkaishi, 56 (9), pp.1401-1405.
- 伊藤康男, 劉海金, 高久浩, 土田修二 (2001) オリマルジョンに対するサケ稚魚の忌避行動, 海洋生物環境研究所研究報告, 3, pp.27-38.
- 内田和男 (1996) アユの行動及び生理特性の育種効果評価に関する基礎的研究, 新品種作出基礎技術開発事業研究成果の概要, pp.372-386.
- 楠田理一 (1963) 海産稚アユの遡上生態- I - 大雲川における遡上群の日週変化-, 日本水産学会誌, 29 (9), pp.817-821.
- 塚本勝巳, 梶原武, 益田信之, 森由基彦 (1975) 放流時における人工種苗アユの分散, 日本水産学会誌, 41 (7), pp.733-737.
- 塚本勝巳 (1988) アユの回遊メカニズムと行動特性, 現代の魚類学 (上野輝彌・沖山宗雄編), 朝倉書店出版, pp.100-113.
- 中村智幸, 糟谷浩一 (2004) 栃木県那珂川における両側回遊型アユの遡上日と遡上群数の予測, 日本水産学会誌, 70 (3), pp.288-296.
- 日本水産資源保護協会 (1980) 新編水質汚濁調査指針, 恒星社厚生閣出版, pp.377-514.

第6章 結論

2007年と2009年の大和川における仔魚の流下数は数百万尾と推定され、2010年の遡上数は1万尾程度と推定された。また、生息数は明らかとなっていないが、大和川河口域においても稚魚の出現が確認された。仔魚の流下が確認されたということは大和川でアユの親魚が産卵し、その卵が孵化したということである。つまり、アユの遡上、河川での成長、産卵、仔魚の孵化と流下、海域での生残が確認された。このように河川と海域を往来するアユの生息が可能となるということは、河川と海域そしてそれらを結ぶ河口域の環境が整っている必要があり、大和川においてこれら三者の環境が多少とも改善されてきたことを示している。ただ、淀川や多摩川など他の河川におけるアユ仔魚の流下数は数十億尾、遡上数は数百万尾～数千万尾であり、それらと比べると大和川のアユの流下数は数百万尾、遡上数は1万尾程度と極めて少ない。このことから、大和川におけるアユの生息環境は改善されつつあるが、遡上を阻害する原因が未だに残っていると見える（第2章、第3章）。

例えば大和川の遠里小野橋（河口から4.4km）の定点における水質（BODと遊離NH₃）は、下水道の普及などにより1998年以降急激に改善されており、2009年以降はBODの水産用水基準値である3mg/Lや遊離NH₃の水生生物に対するリスク評価指標値である0.02mgN/Lを下回っており（日本水産資源保護協会 1995、菊池ら 1997）、水質改善が一因として作用し、天然アユの遡上が確認されるようになったと考えられる。しかし、2009年当時は大和川河口域の定点（河口から1.5km）において、遠里小野橋の定点よりも遊離NH₃濃度が10倍以上高かった。このことが天然アユの遡上数が大幅に増加しない原因の一つであると考えられた（第3章）。

大和川河川水を用いた急性毒性試験の結果、大和川の支流である西除川（河口から6.5kmで合流）と西除川との合流直後の大和川河川水においてアユ稚魚に対する急性毒性が確認され、その毒性物質は遊離NH₃であることが判明した。遊離NH₃のアユ稚魚に対する48時間半数致死濃度が0.24mgN/L（18℃）と算出され、水産用水基準に準じ（日本水産資源保護協会 1980）、アユ稚魚の生残に関する遊離NH₃の影響指標値を0.024mgN/Lとした。さらにNH₂Cl濃度0.065mg/Lが混在することで、遊離NH₃のアユ稚魚に対する48時間半数致死濃度が0.24mgN/Lから0.10mgN/L（17℃）へと低下し、NH₂Clの複合影響を受け、遊離NH₃の毒性が強くなったことがわかった。また、2009年の水質調査では、河口域の定点において影響指標値よりも高い値を示しており、大和川下流域の遊離NH₃濃度は接岸期のアユ稚魚の生残に影響を与える恐れのある濃度であった（第3章、第4章）。

遡上時のアユ未成魚に対する行動試験において、アユは高濃度の遊離NH₃を避け、低濃度側を選択するといった明確な忌避行動を示さなかった。また、遊離NH₃はアユの遊泳力に影響し、アユの遡上行動を阻害することが明らかとなった。2009年4月29日の河口域の定点において検出された遊離NH₃濃度の最高値0.093mgN/Lは、半数近くのアユ未成魚がと

びはね行動できなくなる濃度であった。さらに、 NH_2Cl 濃度 0.015mg/L から 0.035mg/L では、遊離 NH_3 の急性毒性には複合影響が確認されなかったが、とびはね行動にはその濃度域で複合影響が確認された。特に、 NH_2Cl 濃度 0.035mg/L ではとびはね率の低下が顕著であった(第3章, 第5章)。

このように2009年の時点では、大和川下流域の遊離 NH_3 濃度はアユの生残や遡上行動に影響を与えるほどの濃度であり、遡上数が1万尾程度と少ない原因の一つであったと考えられた。

一方、2013年に行った水質調査では、下水処理場の処理技術が改善された結果、大和川下流域における遊離 NH_3 濃度はアユの生残や遡上行動に影響を及ぼさない濃度にまで改善されていた。また、 NH_2Cl 濃度もほとんどの地点で検出限界未満あり、検出された地点においても 0.044mg/L 以下の低濃度であった。今後、2013年の水質が維持されるならば、大和川におけるアユ遡上数の増加が期待される。

参考文献

- ・ 菊池幹夫, 風間真理 (1997) アンモニア汚染の環境リスク評価, 東京都環境科学研究所年報, pp.143-148.
- ・ 日本水産資源保護協会 (1995) 水産用水基準, pp.3-5.
- ・ 日本水産資源保護協会 (1980) 新編水質汚濁調査指針, 恒星社厚生閣出版, pp.377-514.

謝辞

本研究を進めるに当たり、多くの皆様のご協力とご支援を頂きました。ここで、お世話になった皆様にお礼を述べさせて頂きたいと思います。

大阪市立大学大学院工学研究科 矢持進教授には、学生の頃から授業などでも気にかけて頂き、「先生の下で研究をしたい。」と思っておりました。念願が叶い、学生として5年間研究をさせて頂き、さらには社会人になってからも4年間、大変お世話になりました。この9年の間、先生からは現地観測や室内分析の基礎など研究指導はもちろんのこと、研究者としての倫理観や社会人としての礼儀など多くのことをご指導、ご鞭撻を頂きました。また、本論文をまとめるに当たっても指導して頂き、心より感謝申し上げます。

大阪市立大学大学院工学研究科 貫上佳則教授、辻幸一教授には、本論文をご精読いただき有用なコメントを頂きまして、深く感謝申し上げます。

大阪市立大学大学院工学研究科 重松孝昌教授には、本論文をご精読いただき、またゼミや発表の場においても多くのご意見を頂きました。また、大阪市立大学大学院工学研究科 遠藤徹講師には、研究に対するご意見だけではなく、研究者として社会に出ていく時に、研究者の先輩としても多大なアドバイスを頂きました。ご指導に感謝申し上げます。

地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所 日下部敬之水産部長、内藤馨主任研究員、大美博昭主任研究員には、海や河川での調査について無知であった私に研究を進めるにあたり、調査手法のご指導、資料提供や貴重なご意見を頂くなど様々なご助力頂きました。ここに深く感謝の意を表します。

公益財団法人海洋生物環境研究所 横田瑞郎総括研究員、島隆夫主任研究員には、行動試験を行うに当たり、多くのご指導やご助力を頂きました。また、瀬戸熊卓見主任技術員、吉野幸恵技術員には供試魚の運搬、飼育などのご助力を頂きました。ここに深く感謝の意を表します。

日高川漁業協同組合の皆様には、供試魚や施設を提供して頂くなど本研究にご協力頂きました。ここに深く感謝申し上げます。

元大阪教育大学教育学部 長田芳和教授、元国土交通省大和川河川事務所 田辺弘道工事品質管理官をはじめ大和川天然アユ研究会の皆様には、調査や研究を遂行するにあたり多大な情報やご意見を頂きました。ここに深く感謝の意を表します。

本研究室の卒業・修了生の皆様には現地観測や室内分析など多くのご指導、ご支援を頂きました。なかでも平井基弘君、浪田真由さんをはじめ、ともに大和川で研究をした皆さんには私の拙い指導のもと過酷な調査にも協力して頂き、大変感謝しています。

最後に、10年近くもの長い間、精神的にも経済的にも支えてくれた両親や妻、家族の皆に、この場を借りて感謝の意を表します。