

INFORMATION

från SÖTVATTENSLABORATORIET, DROTNINGHOLM

Nr 2 1969

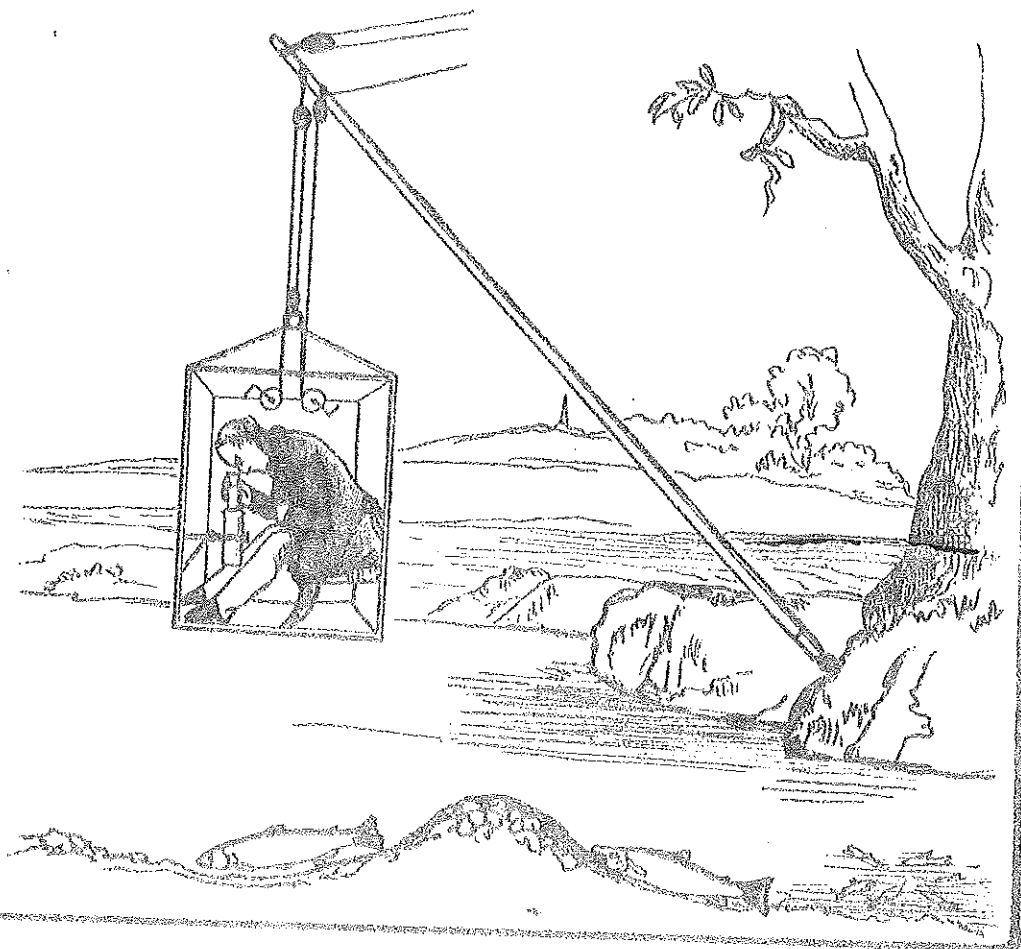
Kriterium på vattenkvalitet för europeiska insjöfiskar

Om extrema pH-värden och sötvattensfisket

av

E.I.F.A.C.:s arbetsgrupp

Svensk representant: Torsten B. Hasselrot



Kriterium på vattenkvalitet för europeiska insjöfiskar

Om extrema pH-värden och sötvattensfisket

av

E.I.F.A.C.:s arbetsgrupp

Svensk representant: Torsten B. Hasselrot

Experter som deltagit i arbetsgruppen:

J.S. Alabaster	Storbritannien
T.B. Hasselrot	Sverige
A.V. Holden	Storbritannien
R. Lloyd	Storbritannien
R. Marchetti	Italien
H. Reichenbach-Klinke	Västtyskland
T. Backiel	Polen

Mediana letalvärden eller medianvärden för letalt pH eller liknande formuleringar förekommer ofta i publikationen. Sådana värden kan också ha räknats ut för andra ämnen. Man utför experimenten under en i förväg fastställd tid och har mer än hälften av försöksfiskarna dött innan tiden gått ut så har mediana letalvärdet överskridits, men har inte hälften dött så är koncentrationen på det giftiga ämnet inte uppe i mediana letalvärdet.

Innehållsförteckning

	sid.
Förord	3
1. Inledning	3
2. Litteraturoversikt, effekten av sura pH-värden (2.1 - 2.3 rör direkt letalverkan)	5
2.1 Laboratoriedata, variabler som inverkar på letalgränser	5
a) Koncentrationen av fri koldioxid	5
b) Totalhårdhet	5
c) Fiskens storlek och ålder	6
d) Acklimatisering till pH-värden	6
e) Andra faktorer	6
2.1 forts.: Laboratoriedata, summering av information om giftighet	6
a) Salmonider	6
b) Andra arter	7
2.2 Fältiakttagelser	8
a) Naturliga bestånd	8
b) Fiskdöd	9
2.3 Giftets verknings sätt	11
2.4 "Undvikande"-beteende	12
2.5 Verkan på individuell tillväxt	13
2.6 Effekt på födotillgång	14
2.7 Toxiciteten hos andra gifter	15
3. Litteraturoversikt, effekten av alkaliska pH-värden (3.1 - 3.3 rör direkt letalverkan)	17
3.1 Laboratoriedata, variabler som inverkar på letalgränser	17
a) Effekten av fiskens storlek	17
b) Acklimatisering till pH-värden	17
c) Syrekoncentrationen	17
d) Andra faktorer	18
3.1 forts.: Laboratoriedata, summering av information om giftighet	18
a) Salmonider	18
b) Andra arter	19
3.2 Fältobservationer	19
a) Fiskdöd	19
b) Naturliga bestånd	20
3.3 Giftets verknings sätt	20
3.4 "Undvikande"-beteende	21

3.5	Verkan på individuell tillväxt	21
3.6	Effekt på födotillgång	21
3.7	Toxiciteten hos andra gifter	21
4.	Slutsatser	22
4.1	Försöksvis uppställda kriterier på vattenkvalitet	22
4.2	Områden för framtida forskning	22
	Tabell I	23
	Sammanfattning	24
	Litteratur	25

Förord (i sammandrag)

I förordet, som redogör för skriftens tillkomst, konstateras att standarden på dricksvattenkvalitet har blivit omsorgsfullt definierad (av WHO) och att samma gäller om bruksvatten för vissa jordbruks- och industriändamål. Däremot har kriterier på vattenkvalitet inte rönt tillräcklig uppmärksamhet när det gäller fiskbestånd.

I idealiska fall skall vattenkvalitets-kriterier för sötvattens-fisk tillåta att alla stadier i livscykeln fullbordas framgångsrikt. Dessutom skall icke sådana förhållanden uppstå i ett vattendrag att fiskköttet missfärgas eller fisken undviker en sträcka där den annars kunnat uppehålla sig, och icke heller får sådana förhållanden framkallas att skadliga ämnen ansamlas i fisken i sådan mängd att fisken blir potentiellt skadlig när den förtäres. Man skall också ta hänsyn till indirekta faktorer t.ex. sådana som påverkar fiskens födo-organismer när dessa faktorer kan visas vara viktiga.

1. Inledning

1) Ett avsevärt antal mätningar av pH-värden i sjöar och floder har utförts och resultaten har använts för en allmän karaktäristik av vattnet därför att dessa värden kan mätas relativt lätt med viss noggrannhet i fält. I en amerikansk översikt över 409 stationer fann Ellis (1937) att pH varierade mellan 6,3 och 9,0 för vattendrag som hyste en god fiskpopulation och för majoriteten inom denna grupp låg pH mellan 6,7 och 8,6. Detta naturliga pH-register kan underskridas genom direkt utsläpp av surt vatten eller - som en sekundär effekt - till följd av att mossgölar flödas vid häftiga regn, eller genom tillskott av dräneringsvatten från en gruva. Rinnande vatten och sjöar kan bli mer alkaliska genom direkt förorening eller som en sekundär effekt av vattenväxters starka fotosyntetiska verksamhet.

2) Översikter över verkan av sura och alkaliska ämnen på livet i vatten har under de senaste 18 åren publicerats av Doudoroff & Katz (1950), Vivier (1954), Marchetti (1962), Jones (1964) and McKee & Woolf (1963). När ORSANCO (1955) fastställde vattenkvalitetskriterier för pH-värden, påpekades det att fisk visserligen hade existerat vid pH-

värden mellan 4 och 10, men att det säkra området ligger mellan 5 och 9, och för att erhålla maximal produktion skall pH ligga mellan 6.5 och 8.5. Dessa värden har ofta citerats, och man har allmänt accepterat och tillämpat idén om ett för fisk godtagbart pH-område mellan 5 och 9. Det är emellertid inte alls säkert om frånvaron av fisk eller förekomsten av ett reducerat bestånd - i båda fallen gäller det observationer vid fältstudier i sura vatten - har framkallats av vätejon-koncentrationen eller av någon associerad faktor t.ex. brist på närsalter eller förekomst av tunga metaller, som eventuellt inte ingick i analysprogrammet. På samma sätt kan fiskdöd som observerats i alkaliska vatten bero på andra faktorer än hydroxidjon-koncentrationen.

3) Det blir allt tydligare att man inte kan fastställa ett enda och oföränderligt värde som kriterium på vattenkvalitet för ett givet föroreningsämne, ett värde som inte tar hänsyn till andra miljövariabler eller andra faktorer. Olikheter i vattnets innehåll av andra ämnen och i olika fiskarters känslighet kan modifiera den potentiella risken av varje giftkoncentration. Ändamålet med denna översikt är att undersöka den föreliggande litteraturen i vad gäller extrema pH-värdens effekt på fisk för att se vilka kriterier, som kan uppställas, respektive att peka på områden där fortsatta undersökningar är nödvändiga. Endast den direkta eller indirekta effekten av väte- och hydroxidjon på fisk har berörts. Effekter av sådana syror där anjonen kan vara giftig t.ex. ättikssyra, bensoesyra, kromsyra och tennsyra eller alkalier, där den odissocierade molekylen är giftig t.ex. ammoniak är icke inkluderade i översikten. Undantag måste dock göras i sådana fall där lågt pH är kopplat till förekomst av humussyror (från torv), men i allmänhet yttrar sig dock sådana vattens giftighet icke annorlunda än i vatten, där det låga pH-värdet framkallats genom tillsats av oorganiska syror, och i denna översikt kommer det att förutsättas att humussyror har låg anjons-giftighet.

4) I första hand har hänsyn tagits till litteratur som handlar om europeiska fiskarter, men referenser ges till litteratur över andra arter om en ökad förståelse för det diskuterade temat därmed kan uppnås. Troligen har hänsyn tagits till de flesta om inte alla viktiga publicerade artiklar, som har betydelse för europeiska vatten när föreliggande översikt utarbetats. Några referenser har uteslutits när data varit

ofullständiga t.ex. artiklar, som behandlar fältiakttagelser av fiskdöd men där vattnets pH-värde mättes en tid efter det fisken dog. Det kan också antecknas att pH-mätningmetodiken har gått framåt betydligt under de senaste tre decennierna.

2. Litteraturoversikt, effekten av sura pH-värden (2.1 - 2.3 rör direkt letalverkan)

2.1 Laboratoriedata, variabler som inverkar på letalgränser.

a) Koncentrationen av fri koldioxid

5) Utsläpp av sura avfallsämnen i ett vatten, vars alkalinitet beror på bikarbonathalt, resulterar i att koldioxid frigöres. Om det rör sig om hårt vatten, kan så mycket koldioxid frigöras, att vattnet blir giftigt för fisk, trots att pH-värdet inte sjunker till den nivå, som normalt anses vara letal för fisk (Doudoroff & Katz 1950). I väl genomluftat vatten är vanligen giftgränsen för fri koldioxid högre än 100 ppm för regnbåge (Alabaster, Herbert & Hemens 1957). Lloyd & Jordan fann emellertid (1964) att den tid fisk överlever kan reduceras avsevärt vid mycket lägre koncentrationer, om man rör sig inom ett område med låga pH-värden, som normalt inte har letal effekt. I vatten, som innehöll 10 ppm fri koldioxid eller därunder, var det letala medianvärdet för pH = 4.5 för årsungar av regnbåge under 15 dygns vistelse i vattnet, men när vattnet innehöll mer än 20 ppm fri koldioxid steg medianvärdet för letalt pH till 5,7. Den ökade giftigheten var tydlig efter ett dygn. Det är alltså svårt att tolka vissa publicerade data när halten av fri koldioxid inte är angiven och inte heller kan beräknas.

b) Totalhårdhet

6) Det har visserligen visat sig, att överlevnadstiden för regnbåge blir kortare när kalciumhalten i vattnet sjunker i det pH-register, som snabbt leder till döden. Emellertid var de mediana värdena för letala koncentrationer vid fyra dygns exponering 4,18, 4,22 och 4,25 för vatten med total hårdhet av respektive 320, 40 och 12 ppm hårdhet (beräknat som CaCO_3 , Lloyd & Jordan 1964), och denna variation har alltså ringa betydelse när man jämför publicerade data om letalgränser.

c) Fiskens storlek och ålder

7) Cairns & Scheier (1958) fann i försök med "blue-gill" i varierande storlekar (*Lepomis macrochirus*), att medianvärdena för letalt pH under fyra dygns exponering var 3,6, 3,6 och 3,5 för fisk med medellängder på respektive 3,9, 6,7 och 14,2 cm. Lloyd & Jordan (1964) fann ingen korrelation mellan regnbågens känslighet och längd inom någon av de studerade åldersgrupperna, men de fann en positiv korrelation mellan ålder och känslighet: 16 månader gamla fiskar överlevde mer än tre gånger så lång tid som fyra månader gamla regnbågar, men ökningen i motståndskraft mätt med letalt pH-värde var endast 0,3 pH-enheter vid jämförelse av de två nämnda åldersgrupperna.

d) Acklimatisering till pH-värden

8) Det framhölls i litteratur, som tidigare publicerades i ämnet, att fisk inte kunde tåla snabba förändringar i pH, men såväl Brown & Jewell (1926) som Wiebe (1931) fann att diverse nordamerikanska arter av s.k. ogräsfisk klarade snabba förflyttningar mellan vatten med vitt skilda pH-värden inom det normala registret. Lloyd & Jordan (1964) fann inga olikheter i ömtålighet hos grupper av regnbåge, som var acklimatiserade till respektive pH-värde 8,40, 7,50 och 6,55 när de sedan utsattes för sura lösningar med letala pH-värden. Man kan därför bortse från acklimatisering till pH-värden inom det normala området när man jämför resultaten av giftighetsundersökningar, men det vore oriktigt att med stöd härav antaga, att fisk inte skulle vara i stånd till att acklimatisera sig långsamt till en fortgående sänkning av pH-värdet ner till sådana pH, som normalt anses letala.

e) Andra faktorer

9) Det finns inga pålitliga data, som gäller samverkan av låga syrgashalter eller av temperaturen med sura, letala pH-värden.

2.1 forts.: Laboratoriedata, summering av information om giftighet

a) Salmonider

10) Bishai (1960) fann att den letala pH-gränsen låg mellan 5,8 och 6,2 i två-dygns-test med unga laxar och med öring, men eftersom vattnet hade försurats genom tillsats av fri koldioxid, är det inte klart, om koldioxiden eller vätejonkoncentrationen var huvudansvarig för giftverkan. Dahl (1927) experimenterade med vatten som surgjorts med hjälp

av torv, och han fann att 80 % av öring i gulesäcksstadiet dog inom 20 dygn vid pH-värden som varierade mellan 4,7 och 5,4, och att 10 % dog när pH varierade mellan 5,1 och 5,7. Lax i gulesäcksstadiet, som vistades i utspätt, torvhaltigt vatten, hade medianvärdet 4,5 för letalt pH under 12 dygns exponering. Även ettårig öring, som togs från en älv med mjukt vatten (pH = 5,85), dog inom 12 till 14 timmar vid pH = 3,3 och överlevde vid ett pH-värde = 4,1 under 7 dygn (muntl. medd. från M. Grande). Lloyd & Jordan (1964), som experimenterade med saltsyra, fann att medianvärdet för letalt pH under ett 15-dygnsförsök med årsungar av regnbågar låg vid 4,5, när koldioxidhalten i vattnet var låg. Detta indicerar att öring är mer motståndskraftig än regnbåge, och det är också möjligt att öringen - även om man tar hänsyn till deras storlek - acklimatiserade sig i viss utsträckning till den sura miljön. Carter (1964) arbetade med apparatur med ständig vattengenomströmning och surgjorde 50-procentigt havsvatten med saltsyra eller svavelsyra och genomluftade ej därefter. Han fann att mediantiden för årsungar av öringar var 61 resp. 42 timmars överlevnad vid pH 4,5 och 4,6. Det är emellertid möjligt att koncentrationen fri koldioxid under dessa prov översteg 20 ppm, och i så fall skulle resultaten överensstämma med de som Lloyd & Jordan erhöll för regnbåge.

11) M. Grande (muntl. medd.) fick 96 % kläckning av laxrom i vatten som surgjorts med svavelsyra, och som därvid fick pH 4,59, men han fick endast 48 % kläckning vid pH 4,34. Endast 50 % av öringrom i ögonpunktstadiet kläcktes i vatten som surgjorts genom tillsats av torvhaltigt vatten och därvid fått pH 4,77. Ingen dödlighet observerades enligt Krishna (1953) bland rom och yngel av öring (arten icke specificerad), som fick gå i vatten försurat av saltsyra och med ett pH som svängde mellan 4 och 5, medan dödlighet observerades vid ett pH under 4; emellertid anges icke experimentets varaktighet eller halten av fri koldioxid.

b) Andra arter

12) Carpenter (1927) arbetade med mjukt vatten som surgjorts med salpetersyra och fann 28 timmars överlevnadstid för kvidd vid pH 5,0, medan ett pH = 5,2 var utan letal effekt under tre dygns försök. Med saltsyra i stället för salpetersyra men i övrigt under likartade förhållanden överlevde storspigg omkring $5\frac{1}{2}$ dygn vid pH 4,8 och levde lika

länge som kontrollfiskarna - 10 dygn - vid pH 5,0 (Jones 1939). Hänsyn skall emellertid tas till kontrollfiskarnas dödlighet, och den sanna letalgränsen kan tänkas ligga något lägre.

13) Trots att mört levde kortare tid än regnbåge i vatten med pH mellan 3,0 och 4,1 (Lloyd & Jordan 1964), var medianvärdet för letalt pH under åtta-dygnsförsök 4,2 för båda arterna. Ellis (1937) fann i 96-timmarsförsök med guldfisk i hårt vatten, som hade surgjorts med svavel-syra, ett medianvärde för letalt pH = 4,0 jämfört med 4,3 för mjukt vatten och 4,5 om hårt vatten surgjorts med saltsyra. Det är tveksamt om olikheten mellan dessa värden har någon reell betydelse, och icke heller kan man räkna fram halten av fri koldioxid under experimenten. Det uppgavs att pH 4,5, försurningen utförd med svavel-syra, var skadligt för guldfisk som utsattes härför under en period av två veckor. Lewis & Peters (1956) fann att en 3,5 cm lång karp dödades inom fyra timmar vid pH 4,9, men syrgashalten var låg (2,4 ppm) och försökstekniken måste med säkerhet ha lett till en hög koncentration av fri koldioxid och till nyutfälld hydroxid av trevärt järn. Briuchanova (1937) rapporterar ett tröskelvärde för pH på 5,0 för karp och ett dito på 4,0 för ruda.

14) Volodin (1960) visade att lakembryo i olika stadier hade varierande motståndskraft mot surt vatten, och de utvecklades normalt bara inom ett mycket begränsat pH-register. Det stadium under vilket embryot segmenterades var känsligast, och då var pH 6,0 den kritiska undre gränsen, men under den därpå följande utvecklingen sjönk den kritiska gränsen till 5,0. Dyk & Lucky (1956) visade att den period under vilken karpspermier är rörliga reduceras i vatten som försurats med torv till pH 6,5. Elster & Mann (1950) påvisade en minskad rörlighet hos karpspermier vid pH 4,5 och lägre pH-värden var letala för dem.

2.2 Fältiakttagelser

a) Naturliga bestånd

15) Naturliga öringbestånd har noterats från vatten med pH så lågt som 4,5 (Menziés 1927) och 4,9 (Campbell 1961). Greaser (1930) rapporterade att bäckröding existerade i vatten med pH 4,1. Trots att äldre fisk kan tåla så låga pH-värden, har det framkommit vid en översikt som utförts av Norsk Institutt for Vannforskning (M. Grande, muntl.

medd.), att salmonider saknas i norska vatten där pH ligger under 4,6 à 4,8. Detta kan bero på rommens och ungarnas känslighet för låga pH-värden (moment 11).

16) Vallin (1953) omtalar att vattnet i Blåmisusjön (Norrbotten) har ett pH mellan 2,8 och 3,1 och en järnhalt av 6 à 7 ppm Fe i ytvattnet. Floran och faunan är fattig och inga fiskar har rapporterats därifrån. Vattnet från denna sjö flyter vidare till Sladan som har pH = 3,7 à 3,8 och en järnhalt av 0,3 à 1,2 ppm Fe och en något rikare flora och fauna med bl.a. mört, abborre och gädda och (under lektiden) braxen. På våren faller pH emellertid till 3,5 à 3,7 och exempel på lokal fiskdöd (mört) har noterats. Det är tydligt, att dessa mörtar kan överleva vid ett pH som är lägre än de värden, som har visat sig vara letala i laboratorieexperiment (moment 13), och det är möjligt att mörtbeståndet har acklimatiserat sig under årens lopp. Ryhänen (1961) uppger att pH i Sysmajärvi under sommaren varierade från 3,5 (vid inloppet av en älv med surt vatten) till 4,6. Ett större område av sjön hade pH 4,2 à 4,4. Braxen, abborre, mört och gädda fanns i sjön, men endast gäddan kunde fortplanta sig i det nämnda området med pH 4,2 à 4,4. Inga årsungar av braxen, abborre eller mört fanns, och de äldre fiskarna invandrade troligen från mer alkaliska tillflöden. Dyk (1940) konstaterar att sutare kan klara sig två veckor i ett vatten med pH 3,6 à 3,8 utan att skadas, medan karp skadas vid dessa pH-värden.

17) Av dessa fältobservationer synes det framgå, att några fiskarter kan acklimatisera sig till pH-värden, som är lägre än de värden som har visat sig vara letala under laborieförhållanden.

b) Fiskdöd

18) Fiskdöd förekommer vid två huvudgrupper av sura föroreningar. Kraftiga regn kan göra så att mosstjärnar flödar eller "tvättar" gruvområden och framkallar en plötslig flodvåg av surt vatten, och sura industriutlopp kan för en tid sänka vattendragets pH till letala värden. I båda fallen har vanligen pH-mätningen utförts efter det fiskdöden har inträffat, och siffran kan därför ha föga samband med de pH-värden, som verkligen var ansvariga för döligheten.

19) Situationen kompliceras ytterligare av att dessa sura flöden kan innehålla avsevärda mängder av löst ferrisulfat, som kan hydrolyseras vid pH över 3,0 och bilda ferrihydroxid, (Dahl 1963), en process, som kan accelerera i närvaro av Thiobacillus-arter (Fjerdingstad 1958, Dahl 1963). ("ferri" är en benämning på trevärt järn). Mört som har dött i sådant vatten har bruna beläggningar på gälarna (Vallin 1953). Schiemenz (1937) konstaterar att pH under 5,4 är farliga för karp och sutare, men om vattnet innehåller mycket järn är det skadligt redan vid pH 5,4. Haupt (1932) fann, att ettårig karp dog inom fem dygn i vatten, som hade pH 4,3 à 4,4 och en järnhalt mellan 1,2 och 10,5 ppm Fe. Larsen & Olsen (1948) fann att fiskdöd förekom i öringodlingar, när vattnets pH-värde var 6,2 à 7,0 och vattnet innehöll från 1,5 till 20 ppm Fe. Dödligheten tillskrevs utfällningar av ferrihydroxid på gälarna eftersom pH-värdet låg över letalgränsen. I laboratorieexperiment fann Jones (1939) att giftigheten av mjukt vatten innehållande ferriklorid kunde skyllas helt på det låga pH-värdet, och han drog den slutsatsen att järnsaltens giftighet var mycket låg. Emellertid behövdes endast 1 ppm Fe för att ge det noterade pH-tröskelvärdet 5,0, och det är möjligt att denna koncentration var för låg för att ha giftverkan om en beläggning utfälldes. Om fisk dödas av ferrihydroxid i uppslamning, så är de koncentrationer, som har letal verkan, lägre än de som gäller kemiskt överksamt, uppslammat material (EIFAC 1964), men en beläggning på de döda fiskarnas gälar utgör ej nödvändigtvis ett bevis för att detta var den primära dödsorsaken. Lewis & Peters (1956) fann att höga koncentrationer av utfälld ferrihydroxid (upp till 27 ppm Fe) inte hade någon effekt på green sunfish (*Lepomis cyanellus*) och largemouth bass (*Micropterus salmoides*) i surt vatten i två- eller tredygnsprov, under vilka pH varierade inom området 3,7 till 4,7. Så vitt vi vet har det inte utförts några kontrollerade laboratorieexperiment över giftigheten av ferrihydroxid i uppslamning för fisk.

20) Surber (1935) fann att 35 % av regnbågar dog, när de överfördes från vatten med ett pH 7,1 till mjukt vatten i en fiskodling med pH 5,4. Lloyd & Jordan påpekar (1964) att vattnet antagligen hade en hög halt av fri koldioxid (omkring 40 ppm) och att den observerade dödligheten var ungefär så stor som man kunde ha förutspått under dessa förhållanden, om man baserade sig på deras laboratorieobserva-

tioner, och därför var dödligheten icke framkallad av pH-ändringen enbart.

21) Vallin (1962) konstaterar, att när Mörrumsån (med ett pH = 6,0) förorenades genom ett ökat utsläpp från en sulfittfabrik så föll pH till 4,0 à 4,5, och dödlighet noterades för sutare, mört och braxen medan abborre och gädda var mer motståndskraftiga. Kalkning av fabriksutloppet gjorde att pH steg till över 5,0, och fiskdöden upphörde, så det är mycket troligt att dödligheten framkallades - direkt - eller indirekt - av vätejonkoncentrationen i vattnet.

22) I de fall när giftverkan inte kompliceras av närvaron av ferri-salter i vattnet så står data om fiskdöd i naturen i hygglig överensstämmelse med laboratoriedata.

2.3 Giftets verknings sätt

23) Flera författare har hänfört vätejonens giftverkan till en beläggning av slem på guldfiskens gälepitel, en beläggning som framkallar döden genom kvävning eller genom utfällning av proteinerna inne i epitelcellerna (Ellis 1937, Westfall 1945). Kuhn & Koecke (1956), som arbetade med lösningar av saltsyra och svavelsyra i destillerat vatten, fann att om guldfisk utsattes för pH 4,0 i en timme, så nedbröts gälepitelet, vilket är ett snabbt förlopp med tanke på att detta pH-värde är ett medianvärde för toleransgräns under 96-timmars-försök (Ellis 1937).

24) Lloyd & Jordan (1964) fann inga tecken på skadad gälvävnad eller slembeläggningar hos regnbåge, som studerades vid dödens inträde efter en $7\frac{1}{2}$ timmar lång exponering för en lösning med pH 3,4. Dahl (1927) fann att lax, som hölls vid pH 4,7 à 5,4 - ett pH som skulle ha dödat 80 % på 17 dygn - återhämtade sig efter förflyttning till rent vatten med pH 6,4. Lloyd & Jordan (1964) fann att regnbåge, som hade vänt buken i vädret efter 24 timmars vistelse i en lösning med pH 3,8, återhämtade sig vid förflyttning till rent vatten med pH 8,2. Det förefaller alltså som om salmonider icke skadas varaktigt i surt vatten av en vistelse, som är för kortvarig för att döda dem. Regnbåge, som dött i mycket surt vatten (pH 3,15), hade ett pH i det venösa blodet som var 0,2 enheter lägre än kontrollfiskarnas när vattnet innehöll föga fri koldioxid, och regnbåge, som dog i vatten med pH 4,50 och

50 ppm fri koldioxid, hade 0,55 enheter lägre pH i venöst blod än kontrollfiskarna. (Lloyd & Jordan 1964). Dessa författare anser att dödsorsaken var "acidaemi" hos regnbågar.

25) Det finns inte många data om subletala effekter av vätejonsgiftighet. Neess (1949) konstaterar att karp utvecklar en överkänslighet för bakterier när pH ligger under 5,5, och det antages allmänt i uppfödningsexperiment, att ett lågt pH ökar fiskens känslighet för sjukdomar. Det är fullt möjligt, att fisk som blivit försvagad av sura pH-värden kan vara känsligare för sjukdomar, men inga av oss kända, kontrollerade laboratorieexperiment har påvisat denna effekt. När det gäller fältobservationer är det svårt att särskilja olika pH-värden från andra samtidigt varierande miljöfaktorer - t.ex. vattnets hårdhet - som också kan vara viktiga.

26) Livscykeln hos några fiskparasiter påverkas av pH. Ichthyophthirius kan fortplanta sig normalt inom pH-området 7,2 - 8,7 och kan bara fästa sig vid värdfisken om pH ligger i området 5,5 - 10,1. Däremot kräver både Costria necatrix och Chilodonella en sur miljö för fortplantning (Bauer 1959). Frost (1939) fann ingen olikhet i antal fall av parasitering vid jämförelse av en naturlig öringpopulation, som levde i vatten med pH 5,6, och sådana som levde i vatten med pH mellan 7,8 och 8,0.

2.4 "Undvikande"-beteende

27) Flera författare har mätt fiskens förmåga att registrera och undvika surt pH under laboratieförhållanden. Det är svårt att bedöma om fisken registrerade ändringar i vätejonkoncentrationen eller olikheter i halten av fri koldioxid i vissa av dessa experiment.

28) Jones (1948) fann att spigg tydligt undvek surt vatten med pH-värden upp till 5,4, vilket värde låg strax över letalgränsen d.v.s 4,8 - 5,0, och han påvisade en mycket vag negativ reaktion för pH 5,8, när valet stod mellan detta vatten och vatten med pH 6,8. Ishio (1965) fann, att karp och guldfisk undvek pH-värden i området 5,5 till 7,0 och hade preferensvärden på 8,4 resp. 7,2. Höglund (1961) särskilde effekten av fri koldioxid från effekten av vätejonkoncentrationen och visade, att mört tenderade att undvika pH-värden under 5,6 och att laxungar (parr) hade en tendens att undvika pH under 5,3.

29) Höglund fann också att pH-värden inom området mellan 5,6 och 10,5 icke framkallade riktade rörelser hos mört, och att samma gäller området mellan 5,3 till (minimum) 7,4 när det gällde lax-parr. Brown & Jewell (1926), som arbetade med fiskpopulationer från en sur sjö (pH 6,4 till 6,6) och sådana från en alkalisk sjö (pH 8,4 till 8,6), fann att fisken från den sura sjön föredrog surt vatten och fisken från den alkaliska sjön föredrog alkaliskt vatten, när de ställdes inför ett val mellan respektive sjös vatten i ett akvarium med gradienter. Det har dock inte fastställts, att fisken reagerade på pH som sådant.

30) I diskussionen efter Ishios uppsats (1965) efterlyste Doudoroff den ekologiska innebörden av experiment, där fisk utsattes för branta koncentrationsgradienter, och förmodade att reaktionen under fältförhållanden, där koncentrationsändringar antingen inträffar under en lång tidsperiod eller över stora avstånd i rummet, mycket väl kan vara annorlunda, eftersom anpassning till de ändrade förhållanden kan ske så småningom.

31) Det finns inga exakta fält-observationer, som antyder, att fisk vandrar mot områden med någon optimal vätejonkoncentration. Det faktum att skilda fiskarter har observerats i vatten med pH, som har legat avsevärt under 5,0, visar att man med laboratorietester endast har påvisat fiskens förmåga att registrera ändringar i vattnets pH, men därav följer inte med nödvändighet, att ändringar i pH undviks av fisk i fältsituationer, där de samtidigt är utsatta för andra, kanske mycket starkare stimuli. Trots att det finns observationer av fisk som vandrat nerströms när ett surt flöde sänkte vattnets pH-värde (Högbom 1921, Parsons 1952) så finns det inga uppgifter om det pH som fiskarna var acklimatiserade till och inga uppgifter om den surhet som behövdes för att initiera vandringen.

2.5 Verkan på individuell tillväxt

32) Det är väl känt att fiskens tillväxt vanligen är sämre i surt vatten än under alkaliska förhållanden. Det finns inga data som visar, att detta beror på vätejonkoncentrationens direkta verkan på tillväxten. Campbell (1961) fann, att det inte var någon direkt korrelation mellan pH-värde och öringens tillväxt i nio sjöar, där pH va-

rierade mellan 4,9 och 8,4. Han sluter sig till att den långsamma tillväxten i vissa sura sjöar, där det var gott om lekplatser, berodde på en för hög beståndstäthet i förhållande till tillgänglig näring. I en sur sjö utan naturliga lekplatser var tillväxten hos utsatt öring vid låg täthet lika god som tillväxten i alkaliska sjöar. En liknande observation gjordes av Pentelow (1944). Enligt data från Irlands "Department of Agriculture and Fisheries" (E. Towmey, muntl.medd.) var öringens tillväxt i irländska floder och sjöar i regel högre i alkaliska vatten, men den bästa tillväxt, som har registrerats, kom dock från en sjö med pH 5,4.

33) Briuchanova (1937) fann att ruda och karp äter normalt vid alla pH-värden, som låg inom det område de kunde tåla, men maximal tillväxt uppnåddes vid pH 5,5 för ruda och 6,0 - 6,2 för karp. I norra Tyskland var det optimala pH-registret för karpens tillväxt 6,8 till 7,5; under 6,0 minskar tillväxthastigheten, och detta sammanföll med minskad tillgång på föda (H. Mann, muntl.medd.). Parsons (1952) rapporterar en "förbluffande tillväxt" hos blue-gill i en liten vattensamling med pH = 4,5.

34) Frost (1939) drog slutsatsen, att någon annan faktor än mängden av tillgänglig föda framkallade öringens jämförelsevis långsamma tillväxthastighet i River Liffey's sura källvatten (jämfört med de alkaliska sträckorna längre ner). Det finns inga rapporter om experiment avsedda att mäta tillväxthastigheten hos fiskgrupper, som fått samma mängd föda, men som hållits i vatten med vitt skilda pH-värden.

2.6 Effekt på födotillgång

35) En dominerande faktor i den låga produktiviteten hos naturliga sura vatten är den låga halt av lösta oorganiska näringssalter, som tillförs ekosystemet från den ytliga dräneringen av nederbördsområdet. Man har uppskattat, att produktiviteten i dammar i Belgien är tre gånger större i de alkaliska områdena (pH 7,0 - 7,5) än i de sura områdena (pH 5,0 - 5,6), men skillnaden mellan dessa områden i flodernas produktivitet är inte så stor (Huet 1941).

36) Flera författare föreslår emellertid, att lågt pH, som har framkallats av förorening, påverkar återcirkulationen av näringsämnen i akvatiska ekosystem genom att minska nedbrytningshastigheten för organiskt material och genom att förhindra kvävefixering (Neess 1949, ORSANCO 1955). Harrison (1956) fann att sura föroreningar från guldgruvor i Sydafrika framkallade förhållanden, som annars är typiska för mossgölar, med stark ansamling av icke förmultnade växtdelar i en ström med ett pH mellan 3,7 och 4,8. I fiskodlingspraxis är det brukligt att sätta till kalciumkarbonat till dammar när vattnets eller bottenmateriallets pH är för lågt.

37) Vissa ryggradslösa djurarter kan klara sig i mycket höga vätejonkoncentrationer. Lackey (1938) fann Gammarus-arter i två strömmar med pH 2,2 resp. 3,2 och mygglarver i en ström med pH 2,3 samt nattsländelarver vid pH 2,4. Han påpekar, att det finns en stor mängd djur- och växtarter, som inte förekommer i vatten med pH under 6,2, men att vissa arter kan uppträda i stort individantal i starkt sura vatten. Harrison (1956) fann att arter, som var gemensamma för alkaliska och neutrala vatten, kunde existera vid pH-värden ner till 4,0, men att en specialiserad flora och fauna utvecklas under pH 5,0 ner till åtminstone 2,9. Robeck (1962) rapporterar sex släkten av nattsländor från vatten med pH 3,0. Eftersom dessa låga pH-värden ligger klart under dem som utgör fiskens letalgränser, tycks det inte som om frånvaron av ryggradslösa djur är den begränsande faktorn för fisk i sura vatten. Visserligen saknas Gammarus ofta i sura strömmar, men detta kan korreleras med låg kalkhalt, med fördelningen av syrgas eller med strömhastighet snarare än med vätejonhalten (Huet 1941).

2.7 Toxiciteten hos andra gifter

38) En ändring i vattnets pH efter ett surt utsläpp i vattnet kan förändra toxiciteten hos andra gifter, som redan finns i vattnet, särskilt hos dem som dissocierar i en joniserad och en ojoniserad fraktion, varav endera är tydligt giftig. Nickelcyanidkomplexet är ett klassiskt exempel. Det är 500 gånger så giftigt vid pH 7,0 som vid 8,0 (Doudoroff 1956) emedan komplexet dissocierar i cyanid- och nickeljoner och en del av cyanidjonerna bildar den starkt giftiga, odissocierade cyanvätesyran, HCN. Å andra sidan är ammoniak endast en tiondel så giftigt vid pH 7,0 som vid pH 8,0 (Wuhrmann & Woker 1948). Andra ämnen vars gif-

tighet påverkas av vattnets pH-värde är cyanider (Wuhrmann & Woker 1948) och natriumsulfid (Longwell & Pentelow 1935, Bonn & Follis 1967). Mount (1966) har nyligen visat att zinks giftverkan på "fathead minnow" (*Pimephales promelas*) minskar, när pH sjunker från 8,6 till 6,0 (mediana letalvärdet i fyra-dygns-försök var 6,4 resp. 21,8 ppm Zn i vatten med en total hårdhet på 100 ppm räknat som CaCO_3), men giftigheten sjönk inte mera, när pH minskades ner till 5,0. Det finns andra gifter, vars toxicitet påverkas av pH-ändringar, men de kan icke behandlas i denna uppsats.

39) Bland de gifter, som icke påverkas av vattnets pH-ändringar inom det normala området, märks ABS (Marchetti 1966) och fenoler (gas-liquor phenols, Herbert 1962).

40) Utsläpp av syror i ett vatten med hög bikarbonatalkalinitet frigör fri koldioxid i koncentrationer, som är höga nog att vara direkt letala för fisk, även om vattnets pH-värde inte sjunker till en nivå, som brukar anses skadlig (Doudoroff & Katz 1950). Subletala halter av fri koldioxid kan öka fiskens ömtålighet för låga syrgashalter (Alabaster, Herbert & Hemens 1957), om fisken icke fått tillfälle att akklimatisera sig i förväg (Doudoroff & Warren 1965). Det är okänt om snabba exponeringar för höga men subletala halter av fri koldioxid ökar fiskens känslighet för andra lösta gifter.

41) Trots att det finns en hygglig överensstämmelse mellan laboratoriedata och fältobservationer av fiskdöd, så finns det säkra indikationer på att vissa fiskpopulationer kan tåla lägre pH-värden, än de som skulle varit letala enligt nämnda studier. Detta kan även tyda på att sådana sura miljöförhållanden inte nödvändigtvis undviks aktivt. I allmänhet tycks ogräsfisk vara minst så motståndskraftig som salmonider mot sura föroreningar, och vissa arter ogräsfisk är motståndskraftigare. Ett fortlöpande utsläpp av sura föroreningar, som sänker pH-värdet i en flod eller sjö till under 5,0, kommer emellertid att minska primärproduktionen och därmed tillgången på föda, så att antingen antal individer eller tillväxten kommer att minska i de fall ett fiskbestånd fortfarande kan hålla sig kvar. En mer detaljerad översikt ges i Tabell I i slutet av uppsatsen.

42) Det finns ett avsevärt utrymme för fortsatt forskning inom detta område. Uppgifterna om effekten av järnsalter på fisk i sura vatten är motstridiga. Närvaron av lösta järnsalter tycks inte skada fisk, men utfällda hydroxider tycks vara giftigare än vad man skulle väntat med ledning av studier av andra uppslammade ämnen i vatten. Det finns föga informationer om förhållandet mellan pH-värde och fiskens hårdighet mot sjukdomar eller mellan pH-värde och fiskens tillväxthastighet eller förvandlingstalet för föda/kroppsvikt.

3. Litteraturoversikt, effekten av alkaliska pH-värden (3.1 - 3.3 rör direkt letalverkan)

3.1 Laboratoriedata, variabler som inverkar på letalgränser

a) Effekten av fiskens storlek

43) Cairns & Scheiør (1958), som arbetade med natriumhydroxid, fann att medianvärdena för toleransgränser i fyra-dygns-försök med "bluegill" var pH 10,5, 10,5 och 9,9 för fisk med respektive medellängderna 3,9, 6,1 och 14,2 och visade att känsligheten ökade med fiskens storlek. Bandt (1936) konstaterar emellertid, att medianvärdet för toleransgränsen för alkaliska pH ligger 0,2 enheter högre för större fisk, och Mantelman (1967) har visat att motståndskraften ökar med åldern hos *Coregonus peled* och karp.

b) Acklimatisering till pH-värden

44) Jordan & Lloyd (1964) visade, att det pH som regnbåge hade acklimatiserat sig till visserligen inte hade någon effekt på motståndskraften för pH, som var höga nog att medföra döden inom några få timmar, men medianvärdet för letalgräns vid 24-timmars experiment var 9,86, 9,91 och 10,13 för grupper av fisk acklimatiserade till resp. pH 6,55, 7,50 och 8,40, och denna skillnad var statistiskt signifikant, trots att den var ringa.

c) Syrekonzentrationen

45) Det finns inga exakta uppgifter om effekten av höga pH-värden på fisk vid olika syrekonzentrationer, men sådana kunde vara av viss vikt, då de alkaliska förhållanden, som uppstår vid vattenväxternas intensiva fotosyntetiska aktivitet, normalt åtföljs av höga syrehal-

ter. Wiebe (1931) fann, att "blue-gill" visade tecken på utmattning och några dog i vatten med pH 9,6 och 5 ppm syre, men de var opåverkade vid pH 9,5 och 10 ppm syre. Om den alkaliska lösningens giftighet står i relation till pH-värdet vid gälarnas yta och icke till pH-värdet i lösningens huvuddel, så kan en ökning av syrehalten i vattnet leda till en ökad koncentration av utsöndrad fri koldioxid vid gälarnas yta (Lloyd 1961) och därmed också till ett lägre pH på denna plats. Omfattningen av pH-ändringen vid gällytan borde också delvis bero på vattnets buffer-egenskaper; ingen av dessa faktorer har studerats i kontrollerade experiment.

d) Andra faktorer

46) Det finns inga uppgifter om effekten av temperatur eller vattnets hårdhet på hydroxidjon-koncentrationers giftighet.

3.1. forts.: Laboratoriedata, summering av information om giftighet

a) Salmonider

47) Bandt (1936) använde betongblock som en alkali-källa och fann ett lägsta letalt pH för öring på 9,2. Det är något litet lägre än det värde, som Jordan & Lloyd (1964) fann för regnbåge, och de senare konstaterade också, att medianvärdet för letalt pH vid 15-dygns-experiment var 9,5, men skillnaden mellan dessa resultat belyser kanske skillnaden mellan minimivärden (som förmodligen inte dödade någon fisk) och medianvärden när 50 % av provgruppen dör. Sprague (1964) rapporterar, att endast 5 % av en grupp på 40 1-åriga laxungar dog inom sex veckor när de hölls i vatten som kom från ett rörsystem av asbest-cement och hade ett pH på 9,5. Carter (1964) acklimatiserade öring till havsvatten av full styrka, och utsatte dem sedan för lösningar av alkaliskt saltvatten. Ett pH på 9,6 var mediant letal-värde för en period om 20 timmar, medan fisk överlevde mer än fyra dygn vid pH 9,5. Dessa öringars överlevnadstid i letala alkaliska lösningar var avsevärt kortare än regnbågens överlevnadstid i sötvatten vid samma pH (Jordan & Lloyd 1964). Rosseland (1956) rapporterar, att ett utsläpp av alkaliska föroreningar var giftiga för unga laxar och öringar, varvid ett pH på 9,7 medförde döden inom ett dygn, medan inga dog inom $1\frac{1}{2}$ dygn vid pH 9,0. Långtidsexperiment med unga stadier av *Coregonus peled* visade, att högsta säkra pH-värde låg vid 8,9 - 9,2 (Mantelman 1967).

48) Krishna (1953) fann att dödlighet uppträdde hos öringrom och yngel vid pH över 9,0, men försökstiden anges ej.

b) Andra arter

49) Bandt (1936), som utförde experiment påminnande om dem i moment 47), fann lägsta letalvärden för abborre 9,2, för mört 10,4, för karp 10,8, för gädda 10,7 och för sutare 10,8. Jordan & Lloyd (1964) fann att medianvärdet för letalt pH under 10-dygns-försök var 10,15 för mört, något lägre än det värde Bandt uppger, och Mantelman (1967) anger högsta säkra koncentration för karp till 9,2 à 9,6. Sanborn (1945) arbetade med natriumhydroxid och fann att guldfisk dog inom 3 till 20 timmar vid pH 10,9 och levde mer än 7 dygn vid pH 10,4. Experiment där natriumkarbonat och kalciumhydroxid kom till användning gav liknande resultat, så att nämnda kat-joner tycks inte ha någon inverkan på hydroxid-jonens giftighet. Rosseland fann (1956), att kvidd var något känsligare än öring för de alkaliska utsläpp, som beskrevs i moment 47).

50) Lakrom i olika utvecklingsstadier visade olika känslighet för alkaliskt vatten. Det känsligaste stadiet var det när embryot blev segmenterat: hälften av rommängden dödades vid pH 8,0 (Volodin 1960). Motståndskraften ökade efter detta stadium, men ännu vid pH 9,0 var kläckningen försenad. Karp-spermier hade en period av minskad rörlighet när vattnets pH steg till 8,2 à 9,5 (Dyk & Lucky 1956), och pH över 9,0 har visats vara letalt (Elster & Mann 1950).

3.2 Fältobservationer

a) Fiskdöd

51) I de sjöar och floder, där en hög växttäthet (inklusive alger) uppträder i samband med hög temperatur och starkt solljus, kan en kraftig fotosyntetisk aktivitet få pH att stiga till höga nivåer under korta perioder. Detta fenomen följs i regel av lägre pH under natten med minimivärden just före gryningen. En sådan dygnsvariation registrerades i Tweed 1956 (Jordan & Lloyd 1964). Dessa författare påpekar att den skadliga verkan dels bestäms av hur länge de höga pH-värden upprätthålles och dels av maximivärdet som pH uppnår. Bland andra faktorer märks temperaturen och de höga halter av syrgas i vattnet, som åtföljer de höga pH-värdena (moment 45). Andra möjliga letalfaktorer under dessa förhållanden är dels en ökning av vattnets halt av lösta

gaser till värden, som ligger högre än lufttrycket, vilket kan framkalla gasblåse-sjuka (Doudoroff 1957), och dels vissa algblomningar, som kan producera giftiga biprodukter.

52) Eftersom dygnsvariationerna i pH kan vara avsevärda under dessa naturliga förhållanden, måste man göra täta vattenanalyser, om man skall kunna korrelera pH-värdet med fiskdöd. Eicher (1946) rapporterar att några regnbågar i en sjö dödades när pH steg över 10,2, men att fisk i en flod tålde att pH steg till 9,4. Av skäl som nämnts kan dessa observationer inte direkt samordnas med laboratoriedata, men de strider inte mot laboratoriedata. Dahl (1957) registrerade en fiskdöd i Lyngbysjön, när pH steg till mellan 10,3 och 10,6. I djupa sjöar kan höga pH-värden vara begränsade till ytvattenområdet, och fisk kan överleva längre ner där pH är lägre. Dödlighet av gös inträffade i Rönningesjön 1966 när pH steg till mellan 8,4 och 9,5 (Hasselroth, muntl. medd.); det förmodas att gifter från den samtidiga algblomningen kan ha bidragit till fiskdöden.

b) Naturliga bestånd

53) Neess (1949) konstaterar, att en hög fiskproduktion kan upprätthållas i karpdammar i Wielenbach i södra Bayern, trots att vattnets pH når upp till 12, men detta är en osedvanligt hög alkalinitet, om den har framkallats av fotosyntetisk aktivitet, och den torde få anses oriktig. pH-värden omkring 10 inträffar däremot ofta i dessa vatten enligt Reichenbach-Klinke (muntl. medd.).

54) Ett alkaliskt utsläpp i Millstätter See i Österrike höjde pH till 9,3 under en åttaårsperiod (Findenegg 1962), men primärproduktionen tycks ha förblivit opåverkad, trots att vissa kvalitativa ändringar observerades i plankton- och fiskpopulationernas sammansättning.

3.3 Giftets verkningsätt

55) Enligt ett flertal författare är hydroxidjonens giftverkan beroende på att gäl- och hudpitelet förstörs (Kuhn & Koecke 1956, Bandt 1936, Schäperclaus 1956). Eicher (1946) rapporterar att öring som hittades döende vid pH 10,2 (moment 52) hade slitna och fransade dorsal- och analfenor och var blinda. Ett liknande tillstånd rapporteras av Ivasik (1965) för karp i en damm med kraftig växtlighet, där pH steg över 9,0, men det är inte klart om dessa symptom var en direkt följd av de höga pH-värdena.

3.4 "Undvikande"-beteende

56) Jones (1948) visade att spigg undvek lösningar av natriumhydroxid med pH över 11,0, men området 7 till 11 framkallade inga sådana reaktioner hos fisk, som fick välja mellan de experimentella lösningarna och ledningsvatten med pH 6,8. Ishios resultat (1965) tyder på att karp och guldfisk undviker lägre koncentrationer, och medianvärdet för det pH, som gav undvikande-reaktioner hos dessa arter, låg vid 9,30 resp. 8,64. Emellertid är Doudoroffs kommentarer till Ishios uppsats, som citerats i moment 30 också relevanta i detta sammanhang.

3.5 Verkan på individuell tillväxt

57) Författarna känner inte till några data om effekten av höga pH-värden på fiskens tillväxt.

3.6 Effekt på födotillgång

58) Utom Findeneggs observationer från Millstätter See (1962), som refereras i moment 54, finns det inga data om höga pH-värdens inverkan på fiskens födotillgång.

3.7 Toxiciteten hos andra gifter

59) Avsnittet om låga pH-värdens effekt på toxiciteten hos andra gifter är tillämpligt även här i vad gäller sådana gifter som cyanid och ammoniak, där giftverkan påverkas av joniseringsgraden. Detta är särskilt viktigt när det gäller ammoniak, vars giftighet ökar med stigande pH. Trots att zink i lösning kan fällas ut som basiskt karbonat vid alkaliska pH-värden, så kan fällningen vara höggradigt giftig för fisk, om den hålls uppslammad (Lloyd 1960, Herbert & Wakeford 1964, Mount 1966). Det är okänt om andra tunga metaller är giftiga, när de fällts ut som basiska karbonat.

60) Man kan summera resultaten så, att kronisk vistelse i pH över 10,0 är skadlig för alla de studerade fiskarterna, och att salmonider och några andra arter skadas redan vid värden över 9,0. Kriteria på vattenkvalitet kan försöksvis uppställas med ledning av existerande data. Det är emellertid svårt att samordna laboratoriedata med fältobservationer över effekten av den alkalinitet som förorsakas av fotosyntetisk verksamhet (a) på grund av att en effekt möjligen adderas från de samtliga höga syrehalterna och (b) på grund av att vattnet möjligen också

var övermättat med lösta gaser eller innehöll toxiska biprodukter från alger eller (a) på grund av att vattnet senare blev syrefritt under dygnets mörka timmar. Om detta problem är tillräckligt viktigt för att nödvändiggöra fortsatta undersökningar, måste mer uppmärksamhet ägnas åt att mäta dessa faktorer i fält och åt att utföra de lämpliga laboratorieexperimenten.

4. Slutsatser

4.1 Försöksvis uppställda kriterier på vattenkvalitet

61) När det gäller många föroreningar blir det allt klarare, att ingen enstaka nivå eller koncentration, som har generell tillämpning för alla akvatiska situationer, kan uppställas som gränsvärde mellan skadligt och oskadligt. Såväl miljöns effekt, både på föroreningens giftighet och fiskens känslighet, som skillnaden mellan olika fiskarter och förekomst av andra föroreningar måste tas med i beräkningen, när man försöker fastställa kriterier på oskadliga koncentrationer.

62) Trots att existerande data om extrema pH-värdens effekt på fisk varken är så fullständiga eller så exakta som önskvärt vore, om definitiva kriterier skulle fastställas, så tillåter de data som redovisats i föreliggande översikt att allmänna förutsägelser göres om verkan på ett fiske av sura eller alkaliska utsläpp. Dessa effekter summeras i bifogade tabell I. Det måste understrykas att resultatet behöver revideras i ljuset av framtida erfarenheter och undersökningar. Data om undvikande-beteende har icke tagits med på grund av svårigheterna att samordna laboratordata med fältförhållande. Inte heller finns det några upplysningar om pH-värdets direkta inflytande på tillväxten. Effekten av höga halter av löst syrgas på fiskens känslighet inom det alkaliska området har icke behandlats, eftersom det inte finns några relevanta, kvantitativa data. Det finns uppgifter som tyder på att fiskens motståndskraft mot extrema pH-värden ökar med åldern.

4.2 Områden för framtida forskning

63) För att definiera kriterier på vattenkvalitet fullständigare krävs mera laboratorieundersökningar av giftigheten av surt vatten, som innehåller järnsalter, och över fiskens tillväxthastighet i sura vatten.

Tabell I. Summering av pH-värdets effekt på fisk

pH-område	Effekt
3,0 - 3,5	Det är osannolikt att någon fisk kan överleva mer än några timmar inom detta område, trots att vissa växter och ryggradslösa djur kan existera vid ännu lägre pH.
3,5 - 4,0	Området är letalt för salmonider. Det finns bevis för att mört, sutare, abborre och gädda kan överleva inom området, antagligen efter att först ha acklimatiserat sig till något högre och icke letala pH, men den lägre gränsen i området kan dock vara letalt för mört.
4,0 - 4,5	Sannolikt skadligt för salmonider, sutare, braxen, mört, guldfisk och karp som inte tidigare har acklimatiserat sig till låga pH-värden, men motståndskraften för detta pH-område ökar med fiskens storlek och ålder. Fisken kan acklimatisera sig till dessa nivåer, men endast mört och gädda kan fortplanta sig av de fyra arterna abborre, braxen, mört och gädda.
4,5 - 5,0	Troligen skadligt för rom och yngel av salmonider, och i det långa loppet är fortvarighet av dessa pH-värden skadligt för ett fiske som baseras på nämnda arter. Karp kan skadas.
5,0 - 6,0	Är sannolikt inte skadligt för någon fiskart förutsatt att koncentrationen av fri koldioxid inte är större än 20 ppm och förutsatt att vattnet inte innehåller järnsalter, som fälls ut som ferrihydroxid. Hydroxidens giftighet är inte känd.
6,0 - 6,5	Är sannolikt inte skadligt för fisk om inte mer än 100 ppm fri koldioxid är närvarande.
6,5 - 9,0	Oskadlig för fisk men toxiciteten hos andra gifter kan påverkas av pH-ändringar inom detta område.
9,0 - 9,5	Sannolikt skadlig för salmonider och abborre om pH kvarstår på denna nivå under en avsevärd tid.
9,5 - 10,0	Letalt för salmonider om pH kvarstår på denna nivå under en längre tid, men kan uthärdas under korta perioder. Är möjligen skadligt för vissa arters utvecklingsstadier.
10,0 - 10,5	Kan uthärdas av mört och salmonider under kortare perioder, men är letalt vid längre tids inverkan.
10,5 - 11,0	Snabbt letalt för salmonider. Förlängd vistelse i pH vid områdets övre gräns verkar letalt på karp, sutare, guldfisk och gädda.
11,0 - 11,5	Snabbt letalt för alla fiskarter.

Med ledning av de informationer som varit kända för författarna har referenser gjorts till olika fiskarter. Frånvaron av referenser innebär bara att tillräckligt utförliga data inte finns.

Fältstudier över produktiviteten i rinnande vatten, som har förorenats av sura utsläpp, behövs också. Laboratoriestudier över effekten av höga halter löst syrgas på fiskens motståndskraft mot alkaliska pH-värden i samverkan med andra, samtida faktorer, som uppträder under fältförhållanden, kan också behövas.

Sammanfattning

Vattnets surhet och alkalinitet är viktiga faktorer att ta hänsyn till, när kriterier för vattenkvalitet skall uppställas för Europas insjöfiske. Ett normalt pH-område kan fastställas för vatten, som medger ett gott fiske. En kritisk översikt har därför utarbetats för publicerade och opublicerade data om direkta och indirekta effekter av extrema pH-värden på fisk med speciell tanke på europeiska arter. Av denna sammanställning framgår tydligt, att existerande data inte är tillräckligt omfattande för att medge, att man uppställer definitiva pH-kriterier för varje viktig art och för olika miljöförhållanden, men tillräckligt kan anses känt för att man skall kunna dra följande slutsatser.

Det finns inget bestämt pH-register, som har den egenskapen, att fiske är oskadat inom men skadat utom området. Det är snarare fråga om en gradvis försämring allt eftersom pH-värdet avlägsnar sig från det normala området. pH-registret 5 - 9 verkar inte letalt på fisk på direkt väg, men giftigheten i flera vanliga föroreningar påverkas tydligt av pH-ändringar inom detta område, och ökande surhet eller alkalinitet kan göra dessa gifter mer toxiska. En sur förorening kan också frigöra tillräckligt med koldioxid från bikarbonat i vattnet för att denna koldioxid antingen skall verka direkt toxiskt eller förvandla pH-området 5 - 6 till ett letalt register.

Fiskdödlighet kan väntas vid pH under 5,0, trots att vissa arter kan acklimatisera sig till så låga värden som pH 3,7. Produktiviteten i akvatiska ekosystem är emellertid avsevärt nedsatt vid pH under 5,0, och därför bör avkastningen av ett fiske också bli mindre. Vissa sura vatten kan innehålla utfälld hydroxid av trevärt järn, som också kan vara en letalfaktor.

Relativt litet är känt om alkaliska föroreningars effekt på ett fiske, och detta återspeglar kanske problemets mindre betydelse. Laboratoriedata visar att pH mellan 9 och 10 kan vara skadligt för några fiskarter, och för återstående arter är pH över 10 letalt. När höga pH-värden beror på vattenväxternas starka fotosyntetiska verksamhet, kan emellertid höga temperaturvärden och övermättnad på lösta gaser, som uppträder samtidigt (och i samverkan med andra faktorer), bidra till fiskdödlighet i större eller mindre utsträckning, och därför blir det svårt att precisera sambandet mellan dödlighet och laboratoriedata om enbart pH.

Det finns inte tillräckligt med informationer för att ens tillåta, att man uppställer allmänna kriterier för andra aspekter, t.ex. fiskens undvikande av områden med extrema pH-värden eller fiskens individuella tillväxt eller fiskens motståndskraft för sjukdomar. Behov av fortsatt forskning har markerats i denna rapport.

Litteratur

- Alabaster, J.S., D.W.M. Herbert, and J. Hemens. 1957. The survival of rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson) and perch (Perca fluviatilis L.) at various concentrations of dissolved oxygen and carbon dioxide. *Ann.appl.Biol.* 45:177-88.
- Bandt, H.J. 1936. Der für Fische "tödliche pH-Wert" in alkalischem Bereich. *Z.Fisch.* 34:359-61.
- Bauer, O.N. 1959. The ecology of parasites of freshwater fish. *Izv. bozud.nauch.issled.Inst.ozer.rech.ryb.Khoz.* 49:3-215.
- Bishai, H.M. 1960. The effect of hydrogen ion concentration on the survival and distribution of larval and young fish. *Z.wiss.Zool.* 164:107-18.
- Bonn, E.W., and B.J. Follis. 1967. Effects of hydrogen sulphide on channel catfish (Ictalurus punctatus). *Trans.Am.Fish.Soc.* 96:31-6.
- Briuchanova, A.A. 1937. Vliianiie aktivnoi kislotnosti na pribavlenie viesia karasia i karpa v vodie s malym sodержaniem solez Ca i drugikh elektrolitov. *Uchen.Zap.mosk.gos.Univ.(biol.)* (9):17-30.
- Brown, H.W., and M.E. Jewell. 1926. Further studies on the fishes of an acid lake. *Trans.Am.microsc.Soc.* 45:20-34.
- Cairns, J. Jr., and A. Scheier. 1958. The relation of bluegill sunfish body size to tolerance for some common chemicals. *Ind.Wastes* 3:126.
- Campbell, R.N. 1961. The growth of brown trout in acid and alkaline waters. *Salm.Trout Mag.* 161:47-52.

- Carpenter, K.E. 1927. The lethal action of soluble metallic salts on fishes. *J.exp.Biol.* 4:378-90.
- Carter, L. 1964. Effects of acidic and alkaline effluents on fish in sea water. *Eff.Wat.TreatmtJ.* 4:486-6.
- Creaser, C.W. 1930. Relative importance of hydrogen-ion concentration, temperature, dissolved oxygen and carbon dioxide tension, on habitat selection by Brook trout. *Ecology* 11:246-62.
- Dahl, J. 1951. Fiskedrabet i Lyngby sø. *FerskvandsfiskBl.* 55:216-20.
- 1963. Transformation of iron and sulphur compounds in soil and its relation to Danish inland fisheries. *Trans.Am.Fish.Soc.* 92:260-4.
- Dahl, K. 1927. The effects of acid water on trout fry. *Salm.Trout Mag.* 46:35-43.
- Doudoroff, P. 1956. Some experiments on the toxicity of complex cyanides to fish. *Sewage ind.Wastes* 28:1020-40.
- 1957. In *The Physiology of Fishes*, by M.E. Brown. New York Academic Press Inc. vol. 2. pp.403-30.
- and M. Katz. 1950. Critical review of literature on the toxicity of industrial wastes and their components to fish, 1. Alkalis, acids and inorganic gases. *Sewage ind.Wastes* 22:1432-58.
- and C.E. Warren. 1965. Dissolved oxygen requirements of fishes. *Biological problems in water pollution, 1962.* Publ.HlthServ. Publs,Wash. (999-WP-25):145-55.
- Dyk, V. 1940. Ability of fish to resist fluctuations of pH value and to recover from damage by acidified water. *Roč.čsl.Akad.zemèd.* 15:378.
- and L. Lucky. 1956. Pohyblivost spermii karpa za rozdilných teplot, kyslikatosti pH a tvrdosti vody. *Sb.čsl.Akad.zemèd.Vèd.* (E), 29.
- Eicher, G.J. 1946. Lethal alkalinity for trout in waters of low salt content. *J.Wildl.Mgmt.* 10:82-5.
- EIFAC Working Party on Water Quality Criteria for European Freshwater Fish. 1964. *Water Quality Criteria for European Freshwater Fish. Report on finely divided solids and inland fisheries.* EIFAC tech. Pap., (1):21 p.
- Ellis, H.M. 1937. Detection and measurement of stream pollution. *Bull.U.S.Dep.Commerce* 27.
- Elster, H. and H. Mann. 1950. Experimentelle Beiträge zur Kenntnis der Physiologie der Befruchtung bei Fischen. *Arch.Fisch.Wiss.* 2:49-72.
- Findenegg, I. 1962. Limnologische und fischereibiologische Untersuchungen an einem durch Abwasser alkalisiereten Alpensee, dem Millttätter See in Kärnten. *Z.Fisch.* 11:115-27.
- Fjerdingstad, E. 1958. Undersøgelse af Timå 1948-53. Et vandløb forurennet ved udløb af draeningsvand fra et brunkulsbrud. *Dansk IngForen.* 12:1-52.

- Frost, W.E. 1939. River Liffey Survey. 2. The food consumed by the Brown trout (Salmo trutta L.) in acid and alkaline waters. Proc. R.Ir.Acad.(B) 45(7):139-206.
- Harrison, A.D. 1956. The effects of sulphuric acid pollution on the biology of streams in the Transvaal, South Africa. Verh.int.Verein.theor.angew.Limnol. 13:603-10.
- Haupt, H. 1932. Fischsterben durch saures Wasser. Vom Wass. 6:261-2.
- Herbert, D.W.M. 1962. The toxicity to rainbow trout of spent still liquors from the distillation of coal. Ann.appl.Biol. 50:755-77.
- and A.C. Wakeford. 1964. The susceptibility of salmonid fish to poisons under estuarine conditions. 1. Zinc sulphate. Int.J. AirWat.Pollut. 8:251-6.
- Högbom, A.G. 1921. Om vitriolbildning i naturen såsom orsak till massdöd i våra insjöar. Svensk FiskTidskr. 30:41-51.
- Höglund, L.B. 1961. The reactions of fish in concentration gradients. Rep.Inst.Freshw.Res.,Drottningholm 43:147 p.
- Huet, M. 1941. Esquisse hydrobiologique des eaux piscicoles de la Haute-Belgique. Trav.StnRech.Groenendaal, (D) 2:47 p.
- Ishio, S. 1965. Behaviour of fish exposed to toxic substances. Proc. int.Conf.Wat.Pollut.Res. pp.19-40.
- Ivasik, V. 1965. Saranat zagiva ot prekomerno goljamata alkanost v ezernata voda. Ribno Stop. 4:13.
- Jones, J.R.E. 1959. The relation between the electrolytic solution pressures of the metals and their toxicity to the stickleback (Gasterosteus aculeatus L.). J.exp.Biol. 16:425-37.
- 1948. A further study of the reactions of fish to toxic solutions. J.exp.Biol. 25:22-34.
- 1964. Fish and river pollution. London, Butterworth and Co.
- Jordan, D.H.M., and R. Lloyd. 1964. The resistance of rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson) and roach (Rutilus rutilus L.) to alkaline solutions. Int.J.Air Wat.Pollut. 8:405-9.
- Krishna, D. 1959. Effect of changing pH on developing trout eggs and larvae. Nature, Lond. 171:434.
- Kuhn, O., and H.U. Koecke. 1956. Histologische und cytologische Veränderungen der Fischkieme nach Einwirkung im Wasser enthaltener schädigender Substanzen. Z.Zellforschmikrosk.Anat. 43:611-43.
- Lackey, J.B. 1938. The flora and fauna of surface waters polluted by acid mine drainage. Publ.HlthRep.,Wash. 53:1499-507.
- Larson, K., and S. Olsen. 1948. Okkervaelning af fisk i Timå. Beret. Minist.Landbr.Fisk.dan.biol.Stn, 50:1-25.
- Lewis, W.M., and C. Peters. 1956. Coal mine slag drainage. Ind.Wastes, 1:145-7.
- Lloyd, R. 1960. The toxicity of zinc sulphate to rainbow trout. Ann. appl.Biol. 48:84-94.
- 1961. Effect of dissolved oxygen concentrations on the toxicity of several poisons to rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson). J.exp.Biol. 38:447-55.

- Lloyd, R., and D.H.M. Jordan. 1964. Some factors affecting the resistance of rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson) to acid waters. *Int.J.Air Wat.Pollut.* 8:393-403.
- Longwell, J., and F.T.K. Pentelow. 1935. The effect of sewage on Brown trout (*Salmo trutta* L.) *J.exp.Biol.* 12:1-12.
- Mantelman, I.I. The admissible pH limits for some kinds of young fish. (In press).
- Marchetti, R. 1962. *Biologia e tossicologia delle acque usate*. Milano, ETAS Edit.
- 1966. Relation entre l'activité de surface, la composition chimique et la toxicité vis-à-vis de la vie aquatique des détergents de synthèse. In *La pollution des eaux*, Paris, Eyrolles Edit.
- Menzies, W.J.M. 1927. River pollution and the acidity of natural waters. *Nature, Lond.* 119:638-9.
- Mount, D.I. 1966. The effect of total hardness and pH on the acute toxicity of zinc to fish. *Int.J.Air Wat.Pollut.* 10:49-56.
- McKee, J.E., and H.W. Wolf. 1963. *Water quality criteria*. Sacramento, California Water Quality Control Board, (3-A):548 p.
- Neess, J.C. 1949. Development and status of pond fertilization in Central Europe. *Trans.Am.Fish.Soc.* 76:335-58.
- ORSANCO. 1955. Aquatic life water quality criteria. *Sewage ind. Wastes*, 27:321-31.
- Parsons, J.W. 1952. A biological approach to the study and control of acid mine pollution. *J.Tenn.Acad.Sci.* 27:304-9.
- Pentelow, F.T.K. 1944. Nature of acid in soft water in relation to the growth of Brown trout. *Nature, Lond.* 153:464.
- Robeck, S.S. 1965. Environmental requirements of Trichoptera. *Biological Problems in Water Pollution, 1962*. Publ.HlthServ.Publs, Wash. (999-WP-25):118-26.
- Rosseland, L. 1956. Orienterende undersøkelse av vassdragsforurensninger fra halmlutingsanlegg. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), Rapport 0-9.
- Ryhänen, R. 1961. Über die Einwirkung von Grubenabfällen auf einen dystrophen See. *Ann.Zool.Soc.Vanamo*, 22(8):70 p.
- Sanborn, N.H. 1945. The lethal effects of certain chemicals on freshwater fish. *Cann.Trade*, 67(10-12):26.
- Schäperclaus, W. 1950. Ursache und Auswirkungen der FrühjahrspH-Werterhöhungen in Karpfenteichen. *Z.Fisch.* 5:161-74.
- Schiemenz, F. 1937. Ein einfacher Säureprüfer für praktische Teichwirte zur Feststellung von Säuregefahr des Wassers. *Allg.Fisch Ztg.* 62:71.
- Sprague, J.B. 1964. Highly alkaline water caused by asbestos-cement pipeline. *Progr.FishCult.* 26:111-14.
- Surver, E.W. 1935. Effects of carbon dioxide on the development of trout eggs. *Trans.Am.Fish.Soc.* 65:194-203.
- Vallin, S. 1953. Zwei azidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. *Rep.Inst.Freshw.Res.Drottningholm*, 34:71-84.

- Vallin, S. 1962. Övre Mörrumsån. Vattenhygien, 3:71-84.
- Vivier, P. 1954. Influence du pH d'une eau résiduaire sur la faune piscicole. Eau, 41:101.
- Volodin, V.M. 1960. Vlijanije temperatury i pH na embrionalnoje razvitije nalima. Byull.Inst.Biol.Vodokhran, 7.
- Westfall, B.A. 1945. Coagulation anoxia in fishes. Ecology, 26:283-7.
- Wiebe, A.H. 1931. Notes on the exposure of several species of pond fishes to sudden changes in pH. Trans.Am.microsc.Soc. 50:383-3.
- Wuhrmann, K., and H. Woker. 1948. Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak und Blausäurevergiftung. Schweiz.Z.Hydrol. 11:210-44.