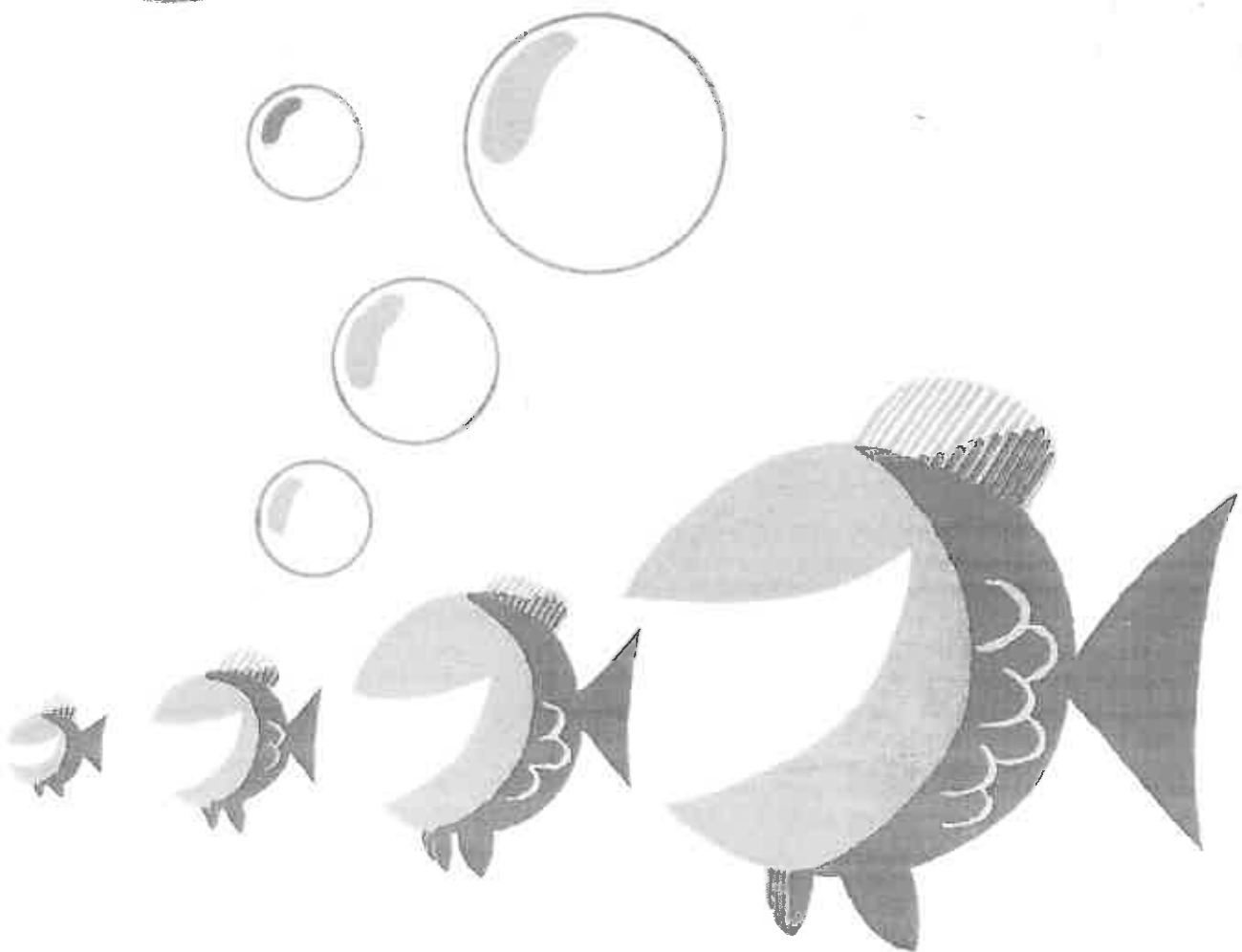


RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO



MONISTETTUJA JULKAISUJA

23
1984





RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUA JULKAISUA

Toimittaja: Viljo Nylund. Toimitussihteerit: Marja-Liisa Koljonen, Petri Suuronen.

Julkaisun jakelusta päätetään kunkin numeron osalta erikseen.

Julkaisua koskevat tiedustelut osoitetaan Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston kirjastolle, PL 193, 00131 Helsinki 13.

Monistettuja julkaisuja on jatkoa sarjalle: "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Kalantutkimusosaston muut julkaisusarjat ovat "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" ja "Meddelanden".

Redaktör: Viljo Nylund. Redaktionssekreterare: Marja-Liisa Koljonen, Petri Suuronen.

Publikationens distribuering fastställs skilt för varje nummer.

Förfrågningar angående tidskriften riktas till bibliotekarien, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, fiskeriforskningsavdelningen, PB 193, 00131 Helsingfors 13.

Tidskriften är fortsättning på "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Övriga publikationsserier från fiskeriforskningsavdelningen är "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" och "Meddelanden".

VESISTÖIHIN JOUTUVIEN AINEIDEN HAITALLISISTA VAIKUTUKSISTA
KALOIHIN JA VAIKUTUSTEN TUTKIMISMENETELMISTÄ

Pekka J. Vuorinen¹⁾, Marja Vuorinen¹⁾ ja Keijo Nyholm²⁾

- 1) Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
kalantutkimusosasto
- 2) Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Laukaan keskuskalanviljelylaitos

Helsinki
Syyskuu 1978
PuPro

SISÄLLYSLUETTELO

	sivu
1. JOHDANTO	36
2. JÄTEVEDET JA MUUT VESISTÖIHIN JOUTUVAT AINEET	38
3. MENETELMÄT AINEIDEN JA JÄTEVESIEN VAIKUTUSTEN TUTKIMISEKSI	49
3.1. Tappavan myrkyllisyyden tutkiminen	50
3.2. Elämäntoimintatodestit	54
3.3. Subletaalien vaikutusten tutkiminen	55
4. VEDEN LAADUN VAIKUTUS AINEIDEN MYRKYLLISYYTEEN	57
4.1. Lämpötila	57
4.2. Liunneen hapen pitoisuus	60
4.3. Kovuus ja alkaliteetti	60
4.4. pH	63
4.5. Humuspitoisuus	63
4.6. Muut	64
5. AINEIDEN JA JÄTEVESIEN HAITALLISET VAIKUTUKSET	65
5.1. Akuutisti tappavat pitoisuudet	66
5.1.1. Lämpötila	66
5.1.2. Liunneen hapen pitoisuus	66
5.1.3. pH	67
5.1.4. Eri aineet	67
5.2. Subletaalit ja krooniset vaikutukset	69
5.2.1. Raskasmetallit	69
5.2.2. Pestisidit	76
5.2.3. Muut aineet	82
5.2.4. Jätevedet	86
6. YHTEENVETO	89
KIITOKSET	91
KIRJALLISUUS	92

1. JOHDANTO

Kaloilla tehtävien myrkyllisyyskokeiden tavoitteena on hankkia tietoa, jonka perusteella voitaisiin estää vesistöjen likaantumisen haitalliset vaikutukset kaloihin ja kalastoihin.

Myrkyllisyyskokeet luokitellaan tarkoituksen mukaan EIFACin (1975) raportissa seuraavasti:

- 1) seulontakokeet - tarkoituksena saada selville aiheuttaako kemikaali tai jätevesi tietyn vaikutuksen,
- 2) kokeet veden laatuvaatimusten määrittämiseksi - tutkitaan monipuolisesti kemikaalin tai jäteveden vaikutuksia kaloihin, minkä perusteella määrätään rajoituksia aineiden käytölle ja päästöille,
- 3) monitorointitestit - vakiomenetelmällä tutkitaan esim. jäteveden vaikutusta kalaan jäteveden laadun valvomiseksi - ja
- 4) laillisuustestit - kokeet, jotka on siten suunniteltu, että ne täyttävät lain vaatimukset ja tulokset ovat lain edessä päteviä.

Kahden ensimmäisen kohdan kokeita tarvitaan mm. tuotevalvonnassa, jolloin ennen tuotteen laskemista markkinoille vaaditaan selvitykset sen haitallisuudesta ympäristölle. Esim. Ruotsissa vaaditaan kaloilla tehty myrkyllisyyskokeet haettaessa myyntilupaa mm. massa- ja paperitehtaissa käytettäville limantorjunta-aineille. Suomessa tällaisia selvityksiä ei vielä vaadita. Automatisoituja monitorointitestejä käytetään ulkomailla esim. sellutehtaiden jätevesien tarkkailuun. Laillisuustestejä on käytössä ainakin Kanadassa. Siellä jätevesiä saa laskea vesistöön vain, jos niiden 65-%:ssa laimennoksessa 80 % koekaloista elää 96 tuntia (HOWARD ja WALDEN 1974).

Tähän kirjoitukseen on koottu tietoja jätevesien ja aineiden päästöistä vesistöihin Suomessa. Pääpaino on kuitenkin teollisuusjätevesillä, koska niiden mukana vesistöihin joutuu suuret määrät kiintoaineita, erilaisia kemikaaleja ja jopa myrkyiksi luettavia aineita (RUOPPA 1977). Taulukoissa on esitetty myös ilmaan joutuvat jätteet, koska ainakin osa niistäkin joutuu vesistöihin joko suoraan laskeutumalla tai sadevesien mukana. Lisäksi toisessa luvussa käsitellään maa- ja metsätalouden

käyttämiä pestisidejä.

Aineiden ja jätevesien vaikutuksia kaloihin tutkitaan lyhyt- ja pitkäaikaisissa kokeissa. Edellisissä tavallisesti havainnoidaan vain kalojen kuolemista eri pitoisuuksissa, ja lopputuloksena ilmoitetaan pitoisuus, jossa puolet koekaloista kuolee tietyssä ajassa. Pitkäaikaisissa kokeissa taas tutkitaan pienten myrkkyy- tai jätevesipitoisuuksien vaikutusta myös kalojen kasvuun, lisääntymiseen tai muuhun fysiologiaan. Kolmannessa luvussa tarkastellaan lähemmin näitä menetelmiä ja niillä saatujen tulosten soveltuvuutta selittämään luonnossa tehtyjä havaintoja.

Veden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet vaikuttavat myös kalojen fysiologiaan, ja siten kalan reaktio samaan myrkkypitoisuuteen voi olla erilainen erilaatuisissa vesissä. Esim. veden kovuus vaikuttaa varsinkin detergenttien ja raskasmetallien myrkyllisyyteen ja pH mm. hartsihappojen, syanidin ja ammoniakkin myrkyllisyyteen. Vaikka kokeet onkin pyrittävä tekemään siinä tai samanlaisessa vedessä, johon myrkylliset aineet tai jätevedet lasketaan, on veden ominaisuuksien vaikutukset koetuloksiin silti osattava ottaa huomioon, jotta koetuloksia voitaisiin soveltaa myös erityyppisiin vesiin ja varsinkin sovellettaessa ulkomailta tehtyjä tuloksia Suomen oloihin.

Aineiden ja jätevesien vaikutukset ilmenevät joko kaloja tappavina tai subletaaleina. Taulukon muotoon on koottu joidenkin aineiden tappavia pitoisuuksia ja esimerkkinä muista vaikutuksista kalojen fysiologiaan raskasmetallien, pestisidien ja jätevesien vaikutuksia. Varsinkin raskasmetalleista ja pestisideistä on julkaistu paljon tutkimuksia, ja taulukoihin (5.2 ja 5.3) on pyritty valitsemaan sellaisia, joissa on käytetty erilaisia menetelmiä ja tutkittu monenlaisia vaikutuksia; esitetyt tutkimukset ovat luonnollisesti vain pieni osa julkaistuista.

Kaloilla tehdyistä myrkyllisyyskokeista ilmestyy erilaisia kokooma-artikkeleita ja muita laajoja selvityksiä. Vuosittain ilmestyy kokooma-artikkeli veden pilaantumisen vaikutuksista

makean veden kaloihin. Siinä käsitellään paitsi myrkyllisiä aineita myös veden muita ominaisuuksia (BRUNGS ym. 1977, 1978). Yhdysvaltojen ympäristönsuojelutoimisto (EPA) julkaisee veden laatukriteereitä kaloille haitallisista aineista, esim. KEMP ym. (1973). PICKERING ja HENDERSON (1966) tutkivat petrokemian teollisuuden käyttämien aineiden letaalia myrkyllisyyttä kaloille kovassa ja pehmeässä vedessä ja DAWSON ym. (1977) orgaanisten teollisuuskemikaalien tappavaa myrkyllisyyttä sekä makean että suolaisen veden kaloille. Euroopan sisävesikalastuskomission veden laatukriteereitä kaloille käsittelevän työryhmän toimesta on julkaistu useita selvityksiä eri aineista: kiintoaineet, pH, yksiarvoiset fenolit, ammoniakki, happi, kloori, sinkki, kupari ja kadmium (EIFAC 1964, 1969, 1972, 1973a, 1973b, 1973c, 1973d, 1976, 1977a). Niissä käsitellään paitsi tappavaa myrkyllisyyttä myös subletaaleja vaikutuksia sekä kenttähavaintoja. Sinkin ja kuparin aiheuttamaa joki-järvi-vesistön pilaantumista käsittelevä selvitys on julkaistu niinikään EIFACin toimesta (EIFAC 1977b). RIBELIN ja MIGAKIN (1975) toimittamassa kalojen patologiaa käsittelevässä teoksessa on kuvattu ammoniakkin, pestisidien, elohopean ja kadmiumin aiheuttamia kudosaivautuksia (SMITH ja PIPER 1975, WALSH ja RIBELIN 1975, COUCH 1975, TRUMP ym. 1975, TAFANELLI ja SUMMERFELT 1975). Pestisidien vaikutuksista kaloihin on julkaistu katsauksia: JOHNSON (1968) ja HOLDEN (1973), ja öljyn vaikutuksia kaloihin kuvataan artikkeleissa, joita sisältyy MALINSin (1977) ja WOLFEN (1977) toimittamiin teoksiin.

Uusimpia selvityksiä Suomen sisävesien ja rannikkoalueiden kalojen jäämätöisyyksistä ovat julkaisseet LEHTONEN (1973), PAASIVIRTA ym. (1975), ICES/SCOR (1977) ja VOIPIO ym. (1977).

2. JÄTEVEDET JA MUUT VESISTÖIHIN JOUTUVAT AINEET

Vesistöjen pilaaminen on Suomessa lain mukaan kiellettyä. Vesilain 1 luvun 19 §:n mukaan vesistön pilaantumista aiheuttavaksi "toimenpiteeksi katsotaan lian, jätteen, nesteen, kaasun, puunkuorien tai muun sellaisen aineen päästäminen vesistöön siten, että tästä joko välittömästi tai sen jatkuessa aiheutuu haitallista vesistön madaltumista, veden laadun vahingollista muuttumista, ilmeistä vahinkoa kalakannalle, ympäristön

viihtyisyyden melkoista vähentymistä, vaaraa terveydelle taikka muu niihin verrattava yksityisen tai yleisen edun loukkaus". Vesioikeus voi kuitenkin myöntää poikkeuksia tästä kiellosta. Poikkeuslupien turvin vesistöihin joutuukin suuria määriä jätevesiä, jotka sisältävät mm. kemikaaleja ja myrkkijä.

Jätevesien vaikutukset vesistöissä HEINONEN (1974) jakaa seuraavasti:

- vaikutus veden hygieeniseen tilaan ja ulkonäköön
- vaikutus happitalouteen (primäärivaikutus)
- vaikutus tuotantoon ja sen kautta happitalouteen (sekundäärivaikutus)
- vaikutus suolapitoisuuteen

Jätevesien sisältämä orgaaninen aine hajoaa vesistöissä mikrobien toimesta ja kuluttaa happea (HEINONEN 1972). Teollisuuden jätevesien aiheuttama BOD-kuormitus on yli kymmenkertainen viemäröityjen asutusjätevesien aiheuttamaan kuormitukseen verrattuna, mutta asutusjätevesien ravinnekuormitus puolestaan on suurempi kuin teollisuusjätevesien (HEINONEN 1974).

Paitsi ravinteita ja happea kuluttavaa orgaanista ainesta, sekä teollisuuden että asutuksen jätevesien mukana vesistöihin joutuu myös myrkkijä ja kemikaaleja, joiden määriä ei tarkoin tunneta (RUOPPA 1977). Näitä aineita joutuu jätevesiin teollisuuden prosesseista, veden ja jäteveden puhdistuksen yhteydessä sekä korroosion seurauksena vesijohto- ja viemäriputkista ja -laitteista. Sekaviemäröityjen asutustaajamien jätevesiin mm. raskasmetalleja joutuu lisäksi sadeveden mukana ilmasta ja maan pinnalta huuhtoutumalla (Vesihallitus 1976a).

Viemäröityjen jätevesien lisäksi vesistöihin tulee ns. haja-kuormitusta, joka MUSSAAREN (1974) mukaan on useimmilla vesistö-alueilla pääasiallinen kuormittaja. Hajakuormitusta on paitsi luontainen kuormitus, joka johtuu maaperästä huuhtoutuneista ravinteista ja humuksesta (KAUPPI 1975), haja-asutuksen ja karjatalouden jätevesikuormitus sekä maa- ja metsätalouden aiheuttama kuormitus (MUSSAARI 1974). Sateen mukana tai muuten laskeutumalla vesistöihin joutuu aineita myös liikenteestä, sekä teollisuudesta ja lämpövoimaloista ilmaan pääseviä aineita. Teollisuuden jätevesistä on julkaistu enemmän selvityksiä kuin

asutusjätevesistä tai varsinkaan hajakuormituksesta.

Suomen teollisuuden jätevesimäärät teollisuusaloittain vuonna 1974, jaoteltuina veden käyttötarkoituksen mukaan, on esitetty taulukossa 2.1. Teollisuuden vesistöihin laskema jätevesimäärä oli noin 9 milj. m³ vuorokaudessa. Selvästi suurimmat jätevesipäästöt tulevat massa- ja paperiteollisuudesta, jonka jätevesimäärä vuonna 1974 oli 65 % kaikista teollisuusjätevesistä.

Taulukko 2.1. Teollisuuden jäteveden määrä vuonna 1974 käyttivuorokautta kohti veden käyttötarkoituksen mukaan (ENCKELL 1977).

Teollisuusala	m ³ /d						Yhteensä
	Jäähdytys- vesi	Prosessi- vesi	Kattilaa- vesi	Sos. tilo- jen vesi	Muu vesi	Sade- vesi	
massa- ja paperiteollisuus	765300	4786300	40100	15500	106200	9900	5723300
petrokemian teollisuus	704800	14300	5100	2400	1300	3900	731800
lannoiteteollisuus	480000	3700	4100	1800	590	3500	493700
muu kemian teollisuus	272200	61400	4200	3100	3100	7100	351100
malmikaivostoiminta		70300		750	25200	16100	112400
rauta- ja terästeollisuus	423000	51400	560	2400		210	477600
muiden metallien perusteollisuus	392600	86900	460	1200	2200	220	483600
metallituoteteollisuus	30000	8500			23000		61500
savi-, lasi- ja kiviteollisuus	28600	7300	580		6400		42900
tekstiiliteollisuus	20700	53100	640	3300	830	120	78700
nahka- ja turkisteollisuus	550	3700	70	170		30	4500
elintarviketeollisuus	116000	76000	1600	3500	1000	1500	200000
yhteensä	3233800	5222900	57400	34100	169800	42600	8761100

Teollisuuden koko jätevesimäärästä vuonna 1974 yli 98 % johdettiin omassa viemärissä vesistöön ja alle 2 % johdettiin kunnan tai toisen yrityksen viemäriin (ENCKELL 1977).

Taulukossa 2.2 on esitetty teollisuusaloittain jaotellut jätevesipäästöt sen mukaan joutuivatko ne järviin, jokiin vai mereen. Järviin johdettiin jätevesistä vähiten, noin 28 %, mereen johdettiin noin 38 % ja jokiin 34 %. Toisaalta järviemme kyky sietää jätevesiä on huono, sillä niihin kohdistuu melko suuri luontainenkin kuormitus (Vesihallitus 1975).

Taulukko 2.2. Teollisuuden omassa viemärissä vesistöön johdetun jäteveden jakautuminen vastaanotto-vesistön mukaan vuonna 1974 (ENCKELL 1977).

Teollisuusala	Järveen %	Jokeen %	Mereen %
massa- ja paperiteollisuus	35,4	39,2	25,4
petrokemian teollisuus	-	-	100,0
lannoiteteollisuus	19,7	54,5	25,9
muu kemian teollisuus	27,8	40,6	31,6
malmikaivostoiminta	70,7	29,3	-
rauta- ja terästeollisuus	20,5	19,3	60,1
muiden metallien perusteollisuus	-	11,3	88,7
tekstiiliteollisuus	20,4	53,7	26,0
nahka- ja turkisteollisuus	2,6	97,4	-
yhteensä	28,3	33,9	37,8

Eri teollisuusalojen jätevedet ovat hyvin erityyppisiä. Ominaisuuksien perusteella KATZ (1971a) luokittelee teollisuusjätevedet seuraavasti:

- 1) jätteet, joiden BOD on suuri (hedelmä- ja vihannes-säilyketehtaat, sokeritehtaat);
- 2) jätteet, joiden BOD on suuri ja jotka ovat melko myrkyllisiä (sulfaattisellutehtaat, öljynjalostamot);
- 3) jätteet, joiden BOD on pieni tai merkityksetön ja jotka ovat hyvin myrkyllisiä (metalliteollisuus, kemian teollisuus, kaivostoiminnan happamat jätevedet);
- 4) lämpöjätteet (sähkövoimalaitokset, ydinvoimalat, terästehtaat).

Teollisuusjätevesien aiheuttama kiintoaine-, BOD- ja ravinnekuormitus vuonna 1974 teollisuusaloittain on esitetty taulukossa 2.3. Lähes koko BOD- ja kiintoainekuormitus sekä noin puolet ravinnekuormituksesta tulee massa- ja paperiteollisuudesta.

Taulukko 2.3. Eri teollisuusalojen suoraan vesistöön johtama jätevesikuormitus käyntivuorokautta kohti vuonna 1974 (ENCKELL 1977).

Teollisuusala	Kiintoaine t/d	BOD t O ₂ /d	P kg P/d	N kg N/d
massa- ja paperiteollisuus ¹	537,4	1185,0	1530	14670
petrokemian teollisuus ¹	1,8	0,4	26	700
lannoiteteollisuus ¹	2,2	2,4	143	2560
muu kemian teollisuus ²	16,0	20,0	100	1400
malmikaivostoiminta ¹	1,6	0,3	10	250
metallien perusteollisuus ²	16,7	0,3	20	4680
tekstiiliteollisuus ³	4,4	11,0	200	2700
nahkateollisuus ²	2,6	3,2	15	600
elintarviketeollisuus (1972) ³	30,0	54,0	830	4000
yhteensä	612,7	1276,5	2870	31560

1) täydelliset tiedot

2) vähän puutteelliset tiedot

3) melko puutteelliset tiedot

Eri teollisuusaloilta vesistöihin vuonna 1974 joutuneita kemikaalien ja myrkkujen määriä on koottu taulukkoon 2.4. Siinä on ilmoitettu myös ilmaan päästetyt ainemäärät, sillä nekin osaksi joutuvat vesistöihin. Tiedot on koottu vesihallituksen vuoden 1974 kemikaalien ja myrkkujen käyttöä koskeneesta selvityksestä (RUOPPA 1977), johon on otettu mukaan lähinnä Itämeren suojelusopimuksessa mainitut aineet. Vesihallituksen teollisuuden veden käyttöä ja käsittelyä vuonna 1974 koskeneesta selvityksestä (ENCKELL 1977) ovat lisäksi seuraavassa esitettävät tiedot. Öljynjalostamoiden (kemian teollisuus) yhteenlasketut öljypäästöt olivat keskimäärin 190 kg vuorokaudessa ja 41 % pienemmät kuin vuonna 1972. Fenoleita pääsi veteen kemian teollisuudesta 2,4 kg vuorokaudessa; määrä oli vähentynyt 76 % verrattuna vuoteen 1972. Kloorialkaliteollisuuden elohopeapäästöt vuorokaudessa olivat pienentyneet 0,5 kg:aan. Malmikaivostoiminnan jätevesien kemiallinen hapenkulutus oli noin 1600 kg vuorokaudessa, ja rautaa joutui vesistöihin noin 80 kg vuorokaudessa. Kahden kaivoksen ilmoittama nikkelpäästö oli yhteensä 18 kg ja kuparipäästö 0,18 kg vuorokaudessa. Sulfaatteja johdettiin kahdesta kaivoksesta jätevesien mukana vesistöön yhteensä 28000 kg vuorokaudessa. Metallien perusteollisuudesta pääsi raskasmetalleja vesistöihin seuraavasti:

rautaa	4200	kg/d	
kuparia	79	"	(3 tehdasta)
sinkkiä	274	"	(3 ")
nikkeliä	53	"	(2 ")
kadmiumia	0,7	"	(2 ")
elohopeaa	0,03	"	(2 ")
lyijyä	4,8	"	(1 tehdas)
arsenikkia	11,5	"	(1 ")
antimonia	50	"	(1 ")

Taulukko 2.4. Eri teollisuusalojen vuonna 1974 vesistöihin ja ilmaan päästämiä ainemääriä (RUOPPA 1977).

Aine	Päästöt t/a veteen ilmaan					
	Massa- ja paperi- teollisuus	Kemian- teollisuus	Malmikaivostoiminta ja metalliteollisuus	Tekstiili- teollisuus	Nahka- ja tur- kisteollisuus	Elintarvike- teollisuus
raaka-aine	2566,3 14971,1	259,8 894004,1	118,9 64254,6	601,2 1402,4	- 0,1	97630,8 23732,7
kalkki	49883,6 15138,2	309,9 105,8	16134,5 706,0	- -	226,2 -	1028,5 150,0
magnesium	4888,5 20,0	- 6,0	2508,6 -	21,4 -	- -	- -
barium	0,9 -	- -	- -	- -	- -	- -
arseeni	- -	- -	9,8 1,0	- -	- -	- -
alumiini	13791,8 4,6	941,0 3,1	23,7 9,6	163,9 -	20,3 -	- -
sinkki	54,9 -	539,1 0,5	1265,0 244,6	- -	- -	- -
elchopea	- -	0,2 0,8	0,05 -	- -	- -	- -
kromi	- 0,07	1,6 0,2	2,7 0,4	16,2 -	30,8 -	1,4 -
tina	0,5 -	- -	0,01 6,0	- -	- -	- -
lyijy	- -	3,5 -	0,22 8,0	- -	- -	- -
kupari	0,3 0,2	0,3 -	151,6 86,7	4,8 -	- -	0,01 -
nikkeli	- -	0,5 -	32,9 0,4	- -	- -	0,2 -
kadmium	- -	- -	0,4 -	- -	- -	- -
fosforiyhdisteet	124,8 26,2	298,6 56,7	15,9 4,3	167,4 0,01	- -	181,2 -
syanidi	- -	0,6 1,4	20,0 3,7	- -	- -	- -
fenolit ja fenoli- alkoholit johdoksineen	41,4 13,4	13,2 2,0	- -	4,2 -	- -	0,01 -
EDTA ja DTPA	215,9 -	0,5 -	0,7 -	45,8 -	- -	- -
ligniini johdoksineen	60438,0 74000,0	- -	4,3 -	- -	- -	- -
amiinifunktioidet yhdisteet	139,6 92,5	50,6 23,6	- -	169,6 -	2,0 -	1,6 -
staalihappo johdoksineen	- -	2,1 -	- -	47,9 -	0,2 -	- -
valmiit desinfioimis- aineet	0,2 -	- -	- -	- -	- -	147,7 0,7

Seitsemän nahkatehtaan ilmoittama suoraan vesistöön johdettu kromimäärä oli yhteensä 115 kg vuorokaudessa, ja lisäksi kolmen tehtaan kunnan viemäriin johdetut jätevedet sisälsivät kromia yhteensä 17 kg vuorokaudessa.

Vesihallituksen selvityksestä (RUOPPA 1977) on lisäksi koottu tiedot teollisuuden kemikaalien ja myrkkujen kokonaiskäytöstä vuonna 1974, sekä häviöt maahan, veteen tai ilmaan (taulukko 2.5). Vesistöihin päästettiin kemikaaleja ja myrkkyjä vuoden 1974 aikana kaikkiaan noin 1,3 milj. tonnia eli 3,9 % ja ilmaan 10 milj. tonnia eli 30,8 % kokonaiskäytöstä. Veteen ja maahan pääsevien aineiden määrä oli vuoteen 1972 verrattuna hieman vähentynyt, ja kuormitus kohdistuikin lähinnä ilmaan (RUOPPA 1977). Elohopeaa pääsi vesistöihin vielä 800 kg, ja muita raskasmetalleja rautaa lukuunottamatta yhteensä noin 2500 tonnia vuoden aikana. Suurimpia yksittäisten aineiden päästöjä olivat happopäästöt. Teollisuudessa käytetään myös pestisidejä; esim. massa- ja paperitehtaissa käytetään limantorjunta- ja homesuoja-aineita, joita joutui vesiin vuonna 1974 118 tonnia. Tiedot ovat kuitenkin vain suuntaa-antavia, sillä teollisuuden kemikaalien ja myrkkujen käyttöä koskevaan tiedusteluun vastaaminen oli vapaaehtoista, ja monien vastanneidenkin antamat tiedot olivat puutteellisia (RUOPPA 1977).

Joidenkin teollisuusalojen jätevesien öljy- ja raskasmetallipitoisuudet vuonna 1974 on esitetty taulukossa 2.6. Jätevesien öljy- ja raskasmetallipitoisuudet ovat olleet melko suuria verrattuna pitoisuuksiin, joilla on todettu olevan haitallisia vaikutuksia kaloihin (luku 5, taulukot 5.1 ja 5.2).

Vesistöjen tilaa muuttavat myös tehtaiden ja fossiilisia polttoaineita käyttävien lauhdevoimaloiden sekä ydinvoimaloiden lämmenneiden jäähdytysvesien päästöt. Ydinvoimaloissa tarvitaan jäähdytysvettä 50 - 60 m³/s ja fossiilisia polttoaineita käyttävissä lauhdevoimaloissa 30 - 40 m³/s 1000 MW:n energian tuottamiseen (Vesihallitus 1976b). Ydinvoimaloiden jäähdytysvesien mukana vesiin pääsee myös pieniä määriä radioaktiivisia aineita.

Taulukko 2.5. Teollisuuden käyttämien kemikaalien ja myrkkujen määrät sekä häviöt veteen, maahan ja ilmaan vuonna 1974 (RUOPPA 1977).

Aine	Käyttö t/a	Häviö t/a		
		veteen	maahan	ilmaan
öljyt	204243,7	81,8	46,8	192397,2
pesu- ja puhdistusbensiinit	2233,5	198,1	181,8	889,9
kloori	249349,6	101412,3	9,8	313,0
fluori, bromi, jodi	11534,3	11522,6	-	9,0
magnesium	43577,8	7555,8	991,9	880,3
barium	3631,4	1,6	121,2	272,7
elohopea	33,4	0,8	0,2	0,8
kloorivety	50241,0	3889,4	116,5	316,9
rikkidioksidi	523381,2	29191,6	24,0	105976,2
rikkihappo	924303,6	338529,9	5102,9	9092,5
typpihappo	167800,7	1909,0	13,3	988,9
fosforiyhdisteet	616872,5	909,9	301,3	103,9
arseeni ja sen yhdisteet	364,7	9,9	11,6	1,5
ammoniakki	362971,4	2210,7	74,4	5356,6
NaOH, KOH ja peroksidit	342729,0	153870,9	323,1	185,1
sinkki ja sen yhdisteet	127678,7	1982,8	204,6	245,1
alumiini ja sen yhdisteet	212788,6	27103,7	7483,6	1110,3
kromi ja sen yhdisteet	503866,7	57,7	1731,7	1,5
mangaani ja sen yhdisteet	2993,8	42,2	6,2	0,6
rauta ja sen yhdisteet	912230,5	47579,7	2650,9	6571,4
koboltti ja sen yhdisteet	1822,6	49,8	127,1	0,01
titaani ja sen yhdisteet	10638,9	211,4	83,6	3,7
tina ja sen yhdisteet	261,7	1,7	1,3	6,0
lyijy ja sen yhdisteet	21815,7	4,9	9,3	8,1
kupari ja sen yhdisteet	213996,5	161,6	293,9	86,9
nikkeli ja sen yhdisteet	1547,3	36,6	153,1	3,6
vanadiini ja sen yhdisteet	5,5	3,1	0,9	4,3
antimoni ja sen yhdisteet	210,1	14,5	82,3	0,01
molybdeeni ja sen yhdisteet	63,0	0,01	0,2	-
kadmium ja sen yhdisteet	364,8	0,4	0,08	0,08
fluoridit	13753,9	603,3	118,3	108,5
sulfaatit ja persulfaatit	182509,4	132430,9	9703,8	14569,0
nitriitit ja nitraatit	14065,9	294,5	4,5	189,1
syanidit ja kompleksisyaniidit	192,4	103,0	0,7	6,2
hiilivedyt halogeenijohdoksineen	81514,6	1105,4	689,7	9545,4
fenolit ja fenolialkoholit johdoksineen	27796,8	172,9	191,1	330,9
ftaalihappo johdoksineen	5893,1	50,2	6,2	11,8
valmiit puutavaran suojausmyrkyt	3123,7	13,0	5,0	11,9
limantorjunta- ja homesuoja-aineet	395,9	118,4	1,7	-
voiteluöljyt ja -rasvat	8756,0	251,6	433,9	2364,9
rikki	536221,5	37619,6	28972,4	50515,2
alifaattiset hiilivedyt johdoksineen	35555,9	178,9	324,8	2588,4
sykliset hiilivedyt	33644,8	706,3	218,6	5649,3
monirenkaiset aromaattiset hiilivedyt	658,8	16,3	1,0	43,1
alifaattisten hiilivetyjen halogeenijohdokset	11544,1	188,5	144,4	1258,5
syklisten hiilivetyjen halogeenijohdokset	111,0	15,4	0,9	6,1
vinyyliasetaatti ym. esterit	11704,5	224,6	203,2	147,8
orgaaniset pinta-aktiiviset aineet	5551,6	3145,9	78,6	54,5

Taulukko 2.6. Teollisuusalojen jätevesien öljy- ja raskasmetallipitoisuuksia vuonna 1974 (ENCKELL 1977).

Teollisuusala	mg/l						
	Öljyt	Hg	Fe	Cu	Ni	Zn	Cr
Öljynjalostamot	2-10,1						
kloorialkalitehtaat		0,006-0,01					
muuntokuitutehdas						18	
mäntyöljytislaamo	22						
malmikaivokset	1,3		0,05-4,8	0,03	0,03-3,1		
rauta- ja terästehtaat	0,6-1,2		0,3-250			30	
muiden metallien perusteoll. nahkatehtaat				0,3-2,6	1,4-3,6	0,3-3,1	0,13 5-240

Maa- ja metsätaloudessa käytetään erilaisia torjunta-aineita, joiden myyntimääriä vuonna 1976 (TIITTANEN ja BLOMQVIST 1977) esitetään taulukossa 2.7. Suurin osa herbisideistä käytettiin maataloudessa; MCPA:ta tai sitä sisältäviä valmisteita myytiin eniten. Metsätaloudessa käytettiin herbisideistä 248 tonnia; tehoaineet olivat 2,4-D, 2,4,5-T ja MCPA. Maatalouden fungisideistä suurin osa oli elohopeaa sisältäviä peittäusaineita ja insektisideistä orgaanisia fosforiyhdisteitä. Taulukkoon 2.8 on koottu Suomessa käytettyjen torjunta-aineiden tehoaineiden nimiä.

Taulukko 2.7. Vuonna 1976 myytyjen maa- ja metsätalouden pestisidien määriä valmisteena ja tehoaineeksi laskettuna (TIITTANEN ja BLOMQVIST 1977).

Torjunta-aine	Myynti t	
	valmisteena	tehoaineena
maa- ja metsätalouden herbisidit	3125,8	1770,9
maatalouden insektisidit	283,4	110,2
maatalouden fungisidit	300,2	74,4
metsätalouden muut pestisidit	60,0	11,7

Taulukko 2.8. Suomessa myytävien pestisidien nimiä (BLOMQVIST ym. 1977, TIITTANEN ja BLOMQVIST 1977).

Herbisidit	Fungisidit	Insektisidit ym. pestisidit
MCPA	manebi	lindaani
glyfosaatti	zinebi	parationi
2,4-D	mankotsebi	metyyliparationi
2,4,5-T	kaptaani	malationi
dikamba	folpetti	dimetooatti
dikvatti	ditianoni	metoksiklori
dinosebi	tiraami	aldikarbi
pikloraami	benomyyli	dibromi
diuroni	kvintotseeni	endriini
amitroli	datsometti	
atratsiini	elohopea	
mekoproppi	(alkoksi-alkyyliyhdisteitä)	
dikloroproppi	heksaklooribentseeni	
bromofenoksiimi	pentakloorifenoli	
simatsiini		

Maa- ja metsätalouden torjunta-aineet - myös kasveihin ruiskutetut - joutuvat ainakin osittain maahan, ja pestisidimolekyylit adsorboituvat maapartikkeleihin. Mutta osa pestisideistä tai niiden hajoamistuotteista voi joutua huuhtoutumalla vesistöön (PIONKE ja CHESTERS 1973, KIVIRANTA 1975). Useimmat pestisidit ovat veteen niukkaliukoisia, joten ne helposti adsorboituvat liettyviin ja kerrostuviin aineksiin. Sedimentistä pestisidi palautuu kuitenkin aikaa myöten veteen riippuen sen liukoisuudesta sekä pitoisuudesta kerrostumassa (PIONKE ja CHESTERS 1973, KIVIRANTA 1975). Pestisidien niukkaliukoisuudesta veteen johtuu myös, että ne helposti absorboituvat vesieliöihin, joihin saattaa kertyä jopa 10000-kertaisia pitoisuuksia ympäröivään veteen nähden (HOLDEN 1973). Paitsi rasvaliukoisuudesta, pestisidien rikastuminen riippuu myös niiden pysyvyydestä.

3. MENETELMÄT AINEIDEN JA JÄTEVESIEN VAIKUTUSTEN TUTKIMISEKSI

Myrkkylain I §:n mukaan myrkyllä tarkoitetaan "ainetta, joka vähäisinkin annoksina elimistöön jouduttuaan vaikuttaa kemiallisesti joko välittömästi tai välillisesti aiheuttaen elimistön toiminnan häiriöitä". Tosin myös aineet, joita ei lueta myrkyiksi, saattavat suurina pitoisuuksina vaikuttaa haitallisesti - jopa tappavasti. Ympäristömyrkyt ovat Valtion luonnontieteellisen toimikunnan (1975) mukaan "kemiallisia yhdisteitä, joita tutkitaan siksi, että ne aiheuttavat tai saattavat aiheuttaa haittaa ihmisen elinympäristölle ja sen kautta ihmiselle". HÄSÄNEN (1978) taas luonnehtii ympäristömyrkyjä kolmella ominaisuudella: myrkyllisyydellä, pysyvyydellä ja ravintoketjussa rikastumisella. Kalaan myrkyt voivat joutua kidusten tai ruuansulatuskanavan kautta tai ihon läpi. Myrkylliset vaikutukset jaetaan kahteen pääluokkaan: akuutteihin eli nopeasti kehittyviin ja kroonisiin eli pitkäaikaisiin; Kummatkin voivat olla joko letaaleja eli tappavia ja subletaaleja eli ei-tappavia. Kalatoksikologiassa käytetään myös muita luokituksia (taulukko 3.1).

Taulukko 3.1. Myrkyllisten tai haitallisten aineiden vaikutusten luokittelu (BURTON 1977).

akuutti	- käsittää ärsykkeen, joka on niin vahva, että vaikutus kehittyy nopeasti, 2-7 vuorokaudessa
subakuutti	- käsittää ärsykkeen, joka on heikompi kuin akuutissa, ja vaikutus kehityy hitaammin; voi muuttua krooniseksi
krooninen	- käsittää ärsykkeen, joka on pitkittynyt tai jatkuu pitkään; käytetään yhteyksissä, jolloin vaikutus on pitkäaikaisempi kuin kymmenesosa eliniästä
letaali	- tappava; aiheuttaa kuoleman
subletaali	- ei-tappava; vaikutus on vähäisempi kuin kuoleman aiheuttava
kumulatiivinen	- kasautuva; vaikutus voimistuu ajan myötä aineen pitoisuuden lisääntyessä
viivästynyt	- vaikutukset ilmenevät vasta jonkin ajan kuluessa altistuksesta; usein vaikutus ilmenee jonkin toisen stressin laukaisemana
lyhytaikainen	- akuutti; mutta määrittelemättömämpi
pitkäaikainen	- krooninen; mutta määrittelemättömämpi

Aineiden ja jätevesien tutkiminen on seuraavassa jaettu tappavien pitoisuuksien tutkimiseen, elämänsyklieläisiin sekä subletaalien vaikutusten tutkimiseen. Ensimmäisessä kohdassa on lähinnä selitetty tappavan myrkyllisyyden kuvaamiseen käytettyjen LC50-arvojen määrittämistä. Kroonisen myrkyllisyyden tutkimisena esitellään "suurimman sallittavissa olevan pitoisuuden" määrittäminen. Tässä menetelmässä tutkitaan vaikutuksia kalojen tuotto-ominaisuuksiin: kasvuun, lisääntymiseen ja elinikään. Viimeisessä kohdassa kuvataan menetelmiä, joilla tutkitaan subletaaleja lyhyt- tai pitkäaikaisten altistusten aiheuttamia elintoimintojen häiriöitä.

3.1. Tappavan myrkyllisyyden tutkiminen

Tappavan myrkyllisyyden tutkimiseksi esim. Kanadassa on käytössä menetelmä, jossa eri pitoisuuksissa altistettaessa mitataan kalojen keskimääräinen elinaika, ja lopputulokseksi saadaan pitoisuus, jossa puolet kaloista kuolee määrättyssä ajassa. Yhdysvalloissa käytettävän menetelmän mukaan määritetään pitoisuudet, joissa eri aikojen (1, 2 ja 4 vuorokautta) kuluttua puolet kaloista kuolee. Kummallakin menetelmällä saadaan kuitenkin sama tulos, jos havainnointiaika on neljä vuorokautta tai pitempi (SPRAGUE 1969). Yksityiskohtaisia ohjeita tälläisten kokeiden tekemisestä on julkaistu runsaasti (SPRAGUE 1969, 1970, EIFAC 1975, The Committee on Methods for Toxicity Tests with Aquatic Organisms 1975, APHA/AWWA/WPCF 1975, PELTIER 1978), mutta mitään yhtenäistä standardia kokeiden tekemiseksi tai tulosten laskemiseksi ei ole. Koejärjestelyyn suhteen voidaan erottaa kaksi päätyyppiä: staattiset ja läpivirtauskokeet. Edellisissä kaloja pidetään koko ajan samassa liuoksessa; muunnoksena tästä on ns. semistaattinen menetelmä, jolloin testiliuos vaihdetaan esim. kerran päivässä. Jatkuvan virtauksen eli läpivirtausmenetelmässä testiliuos vaihtuu jatkuvasti tai sysäyksittäin. Staattisen menetelmän haittana on, että tutkittavan aineen pitoisuus vähenee adsorboitumalla akvaarion seinämiin tai kaloihin ja absorboitumalla kaloihin. Tällöin myrkyllisyys saattaa tulla aliarvioituksi. Myös veden happipitoisuus saattaa vähetä niin paljon, että se vaikuttaa tuloksiin, sillä aina ei voida käyttää ilmastusta. Tämä taas voi johtaa myrkyllisyyden yliarvioimiseen. Koska läpivirtauskokeissa sen sijaan lisätään jatkuvasti tuoretta testiliuosta,

tutkittavan aineen tai hapen pitoisuus ei vähene. Edellä luetelluista staattisen menetelmän haitoista johtuvaksi onkin todettu, että kalat tällaisessa koejärjestelyssä kestävät suurempia myrkkypitoisuuksia, kuin läpivirtauskokeissa (KATZ 1971b, ROGERS ym. 1975, BURTON 1977). Valkaistua sulfaattisellua valmistavan tehtaan jätevesillä tehdyissä kokeissa havaittiin staattisten kokeiden tulosten vaihtelevan 3,5-kertaisesti, mutta läpivirtauskokeissa saatiin lähes samoja tuloksia (WHITTLE ja FLOOD 1977). Staattisen kokeen etuna on kuitenkin yksinkertaisuus, ja testiliuosta tarvitaan vain vähän.

Tuloksena letaalin myrkyllisyyden kokeista saadaan LC50-arvo (LC=lethal concentration), joka tarkoittaa puolet koekaloista tietyissä ajassa tappavaa pitoisuutta. Arvo ilmoitetaan tavallisimmin yhden, kahden tai neljän vuorokauden LC50-arvona; siis esim. 96 h LC50, joka on nykyään eniten käytetty. Eri maissa ja eri kirjoittajilla on kuitenkin käytössä erilaisia termejä (taulukko 3.2). Esim. amerikkalaiset käyttävät LC50-termin sijasta omaa termiä TL_m (=median tolerance limit).

Taulukko 3.2. Myrkyllisyyskokeiden raportoinnissa käytettyä terminologiaa (MOUNT ja STEPHAN 1967, BURTON 1977).

LC50	- keskimääräinen tappava pitoisuus vedessä; tappaa puolet koekaloista
EC50	- keskimääräinen vaikuttava pitoisuus vedessä; vaikutus ilmenee puolessa koe-eläimistä, käytetään useimmiten silloin, kun vaikutus ei ole kuolema
LD50	- keskimääräinen tappava annos eläimessä; tappaa puolet koe-eläimistä
ED50	- keskimääräinen vaikuttava annos eläimessä; vaikutus ilmenee 50 %:ssa koe-eläimistä
LT50, MST	- keskimääräinen tappava aika tietyissä pitoisuudessa; puolet koekaloista kuolee
ET50	- keskimääräinen vaikuttava aika tietyissä pitoisuudessa; vaikutus ilmenee puolessa koekaloista ja on muu kuin kuolema
TL_m , TL50	- keskimääräinen sietoraja; amerikkalaisten käytämä termi, vastaa tai on numeerisesti sama kuin LC50-arvo
ILL	- alkava tappava pitoisuus, kynnyksen-LC50-arvo; 50 % koekaloista kuolee esim. 2-6 viikossa
MATC	- suurin sallittavissa oleva myrkkypitoisuus; pitoisuus, joka ei vaikuta kalojen kasvuun, lisääntymiseen tai eloonjäämiseen

Neljän vuorokauden LC50-arvoa on yleensä määritetty siksi, että se on pienempi kuin yhden tai kahden vuorokauden LC50-arvo ja kokeen ehtii tehdä normaalin työviikon aikana (KATZ 1971b). SPRAGUE (1969) suosittelee kuitenkin tappavan myrkyllisyyden määrittämistä siten, että havaintoja jatketaan pitempään kuin neljä vuorokautta, jolloin akuutti kuoleminen useimmiten on jo ohi. Kun testataan riittävän monta pitoisuutta myös sillä pitoisuusalueella, jolla kalojen keskimääräinen elinaika ylittää neljä vuorokautta, saadaan määritetyksi kynnyksen-LC50-arvo (ILL= incipient LC50 tai lethal threshold concentration); pitoisuus, jossa puolet kaloista kuolee. Tällöin aika ei ole tarkasti määritelty, mutta on havaittu, että kalat kuolevat yleensä 2-6 viikossa. RUESINK ja SMITH (1975) vertasivat 96 h LC50-arvoa ja kynnyksen-LC50-arvoa. Myrkkyinä he käyttivät kromia(VI), fenolia ja natriumpenta-kloorifenaattia. Kymmenessä 12:sta kokeesta kynnyksen-LC50-arvo oli pienempi kuin 96 h LC50-arvo, eli edellinen mittaa paremmin tappavaa myrkyllisyyttä ja perustuu biologisiin seikkoihin eikä keinotekoisesti asetettuun aikarajaan. RUESINK ja SMITH (1975) suosittelevatkin kynnyksen-LC50-arvon käyttämistä letailin myrkyllisyyden mittana.

Tappavien pitoisuuksien kokeiden tuloksiin vaikuttavat monet ympäristötekijät, kuten veden kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet (esim. SPRAGUE 1969, WARREN 1971, BRUNGS 1973, BURTON 1977), joita käsitellään lähemmin 4. luvussa. Myös vuodenaika voi vaikuttaa tulokseen (BRUNGS 1973, CRADDOCK 1977). Lisäksi eri kalalajeille ja samankin lajin eri kehitysvaiheille saadaan erilaisia tuloksia. Myrkkyjen tappavalle vaikutukselle herkin kalan kehitysvaihe on yleensä juuri kuoriutunut poikanen (WILSON 1975, PATTEN 1977, McKIM 1977). Alkiot ovat yleensä melko kestäviä myrkkyjen vaikutuksia vastaan, mikä ilmeisesti johtuu suojaavasta kuoresta (SPRAGUE 1971, WILSON 1975, PATTEN 1977). Ruskuaispussi-poikasen herkkyys usein jonkin verran kasvaa sitä mukaa kuin ruskuaispussin vararavinto tulee käytetyksi, mutta myrkkyjen sieto lisääntyy taas, kun poikanen alkaa syödä (WILSON 1975).

Seoksien myrkyllisyyttä kaloille on kyetty ennustamaan toksii-

suusyksikkökäsitteen avulla. Toksisuusyksiköllä tarkoitetaan lukua, joka saadaan, kun myrkyt pitoisuus vedessä jaetaan sen LC50-arvoilla. Se on siis suhdeluku, joka ilmoittaa myrkyt pitoisuuden suhteessa sen LC50-arvoon. Ensimmäisinä käsitettä sovelsivat BERGSTRÖM ja VALLIN (1937) vertaillaessaan metsäteollisuuden jätevesien myrkyllisyyttä kaloille. SPRAGUE (1970) mukaan toksisuusyksiköiden avulla voidaan ennustaa sellaista liuosten myrkyllisyyttä, joissa on useampia komponentteja, ja tämä pätee sekä tappaviin että ei-tappaviin pitoisuuksiin. Rajoituksena toksisuusyksikön käytölle on kuitenkin eri kalalajien väliset erot, joten aineiden myrkyllisyys pitäisi testata jokaiselle kalalajille erikseen, ja ennuste tehtynä yhdessä vesistöissä ei ehkä päde toisessa johon veden laadun eroista (SPRAGUE 1970). Krooniseen myrkyllisyyteen toksisuusyksikkö ei välttämättä aina sovi. Kun esim. testattiin kuparin, sinkin ja kadmiumin seosta, ilmeni, että niiden vaikutukset eivät summutuneet. Tosin näillä metalleilla on myös erilaiset vaikutusmekanismit (SPRAGUE 1970). Asutusjätevesien, jotka sisälsivät sinkkiä, kuparia, fenoleja, syanidia ja ammoniakkaa, tappava myrkyllisyys toksisuusyksikkönä kyettiin ennustamaan 30 %:n tarkkuudella 13:ssa 18:sta tapauksesta. Kuudessa tapauksessa näistä ennuste jäteveden myrkyttömydestä oli oikea (ALABASTER ym. 1972). ALABASTERin ym. (1972) mukaan muutamien aineiden seosten letaali myrkyllisyys voidaan ennustaa tyydyttävästi tietyissä olosuhteissa ja määrätyle kalalajille, mutta toistaiseksi ei tiedetä, voidaanko tällä tavalla ennustaa muita kuin tappavia vaikutuksia.

Letaalin myrkyllisyyden kokeilla voidaan selvittää, onko jokin aine tai jätevesi tappavan myrkyllistä, kuinka myrkyllistä se on, mikä jäteveden komponentti on myrkyllisin tai päätellä jäteveden sopiva laimennus tappavan vaikutuksen poistamiseksi. Lisäksi niillä voidaan helposti selvittää eri myrkyjen synergistisiä, antagonistisia tai additiivisia vaikutuksia toksisuusyksikköperiaatteella (SPRAGUE 1973, ANDERSON 1977, CRADDOCK 1977). Letaalitesteillä saadaan selville vain pitoisuus, jossa puolet kaloista kuolee. Se on kuitenkin tärkeä vertailuarvo, johon myös subletaaleja vaikutuksia suhteutetaan (WILSON 1975, ANDERSON 1977) ja ensimmäinen vaihe

jonkin myrkyt tai jäteveden vaikutuksia tutkittaessa (WILSON 1975, CRADDOCK 1977). Akuutisti tappavien pitoisuuksien perusteella ei voida määritellä kaloille turvallisia pitoisuuksia, vaan lisäksi tarvitaan muunlaisia, pitkäaikaisia tutkimuksia, jotka selvittävät pienten pitoisuuksien aiheuttamia vaikutuksia (MOUNT ja STEPHAN 1967, SPRAGUE 1970, WARREN 1971, LLOYD 1972, WILSON 1975, CRADDOCK 1977).

3.2. Elämänkiertotestit

Jätevesien vaikutusalueella elävien kalojen ja kalakantojen menestymisen selvittämiseksi on tiedettävä, mitä aineet ja myrkyt vaikuttavat kalojen elinikään, lisääntymiseen ja kasvuun (WARREN 1971). MOUNT ja STEPHANin (1967) esittämässä menetelmässä kaloja altistetaan useassa pitoisuudessa alkios- ta lähtien ohi ensimmäisen lisääntymisjakson, ja määritetään suurin pitoisuus, jossa kalojen lisääntyminen, kasvu ja myös toisen sukupolven poikasten elinkelpoisuus eivät enää heikkene. Tutkimalla tällä tavalla esim. jäteveden vaikutusta tuotto-ominaisuuksiin (laboratory fish production index) voidaan määrittää sen "suurin sallittavissa oleva pitoisuus" (maximum acceptable toxicant concentration = MATC). Tutkittavalle aineelle voidaan määrittää ns. turvallisuuskerroin jakamalla sen MATC-arvo LC50-pitoisuudella. MOUNT ja STEPHANin (1967) mukaan myös muille kalalajeille MATC-arvot voidaan määrittää kertomalla saadulla turvallisuuskertoimella niille määritetyt LC50-pitoisuudet. WILSONin (1975) mukaan MOUNT ja STEPHANin (1967) menetelmä voi olla hyvä kuvaamaan pitkäaikaisvaikutuksia, koska siinä otetaan huomioon juuri kalojen tuotto-ominaisuudet, mutta menetelmän huonona puolena ovat sen vaatimat pitkäaikaiset kokeet. Erilaiset pitkäaikaiset kokeet ovat kuitenkin välttämättömiä, sillä vain niiden perusteella voidaan kehittää merkityksellisiä lyhytaikaisiakin testejä (MOUNT 1977).

McKIM (1977) analysoi MOUNT ja STEPHANin (1967) esittämällä menetelmällä tehdyn 56 elämänkiertotestin tulokset, joissa oli käytetty 34:ä eri vaikuttavaa ainetta tai jätevettä, ja kokeet oli tehty neljällä kalalajilla. Alkio-vastakuoriutuneen poikasen tai varhaisten poikasvaiheiden perusteella laskettu MATC-arvo oli 82 %:ssa tapauksista sama kuin koko

elämänkiertotestistä laskettu arvo. Tällöin MATC-arvo voitaisiin määrittää pelkästään kalan varhaisten kehitysvaiheiden avulla, jolloin kokeet lyhenevät. Lisäksi McKIMin (1977) mukaan olisi käytettävä vesistön herkintä kalalajia, eikä muita lajeja tarvitsisi tällöin testata. Myös MACEK ja SLEIGHT (1977) selvittivät kirjallisuuden perusteella alkio-
poikasvaiheen käyttökelpoisuutta määritettäessä aineille ja myrkyille turvallisuuskertoimia. Heidän mukaansa useimpien myrkkujen kroonisesti turvallinen pitoisuus olisi se, joka ei akuutisti tapa lajin herkintä kehitysvaihetta. Näin voidaan heidän mukaansa olettaa kuitenkin vain aineista, jotka eivät ole kertyviä, joilla on vain yksi melko nopeasti oireiden ilmaantumiseen johtava vaikutusmekanismi ja joiden vaikutus on tuhoisin herkimmälle kehitysvaiheelle.

3.3. Subletaalien vaikutusten tutkiminen

Sekä lyhyt- että pitkäaikaisissa altistuksissa on tutkittu myrkkujen ja jätevesien vaikutuksia kalojen kasvuun, yksilönkehitykseen ja muihin elintoimintoihin (taulukot 5.2 - 5.4). Tutkimusmenetelmistä voidaan mainita kudosaaurioiden tutkiminen histologisilla, histokemiallisilla sekä biokemiallisilla menetelmillä. Erilaisia verisuureita on mitattu esim. hapenkuljetuskyvyn tai osmoregulaation häiriöiden tutkimiseksi. On tutkittu myös hengitys- ja sydämfrekvenssin muutoksia, kalojen kykyä sopeutua lämpötilan muutokseen sekä aineiden ja myrkkujen kertymistä, metaboloitumista tai erittymistä. Muita laboratoriossa tehtyjä kokeita ovat erilaiset käyttäytymiskokeet, esim. karttamis-houkutuskokeet, joissa tutkitaan kalojen reaktioita eri aine- ja jätevesipitoisuuksissa. Kokeellisesti voidaan mitata myös kalojen kykyä sietää esim. uintirasitusta myrkyille ja jätevesille altistettaessa. Tämän tyyppistä koetekniikkaa on sovellettu myös automaattiseen jätevesitarkkailuun (esim. POELS 1977, SALMELA 1978). Kaikkia subletaalivaikutuksia kontrolloiduissa oloissa tutkittaessa voidaan määrittää EC50-pitoisuus, eli pitoisuus, jossa altistettaessa puolessa koekaloista ilmenee tutkittava muutos.

Joidenkin em. testien merkitystä on arvosteltu sillä perusteella, että havaittujen muutosten ekologista merkitystä ei

voi arvioida, sillä muutokset voivat ilmaista pelkästään sopeutumista (EIFAC 1975, WILSON 1975, BURTON 1977, FAO 1977, PATTEN 1977). Adaptiivisia muutoksia onkin usein vaikea erottaa haitallisista muutoksista (WARREN 1971). LLOYDin (1972) ja WILSONin (1975) mukaan muutoksen laatua voidaan selvittää koesarjalla eri myrkkypitoisuuksissa, jolloin tarkkaillaan, mistä pitoisuudesta alkaen muutos on palautumaton. Toisaalta muutosten, jotka ilmaisevat kasvu- tai lisääntymishäiriöitä tai vähentynyttä elinkykyä, tiedetään olevan haitallisia kalakannoille (FAO 1977). Lisäksi subletaaleja vaikutuksia tutkimalla voidaan selvittää myrkkujen vaikutustapoja, joiden tunteminen on tärkeää arvioitaessa myrkkujen vaikutuksia erilaisissa ympäristöoloissa ja erilaisissa vesissä (SPRAGUE 1971, WARREN 1971).

Tässä luvussa on esitetty nimenomaan laboratorio-oloissa tehtäviä kokeita. WARRENin (1971) mukaan laboratoriokoe on abstraktio, eikä vastaa luonnonoloja. Laboratoriokokeilla on kuitenkin tiettyjä etuja, joita luonnossa tehdyillä tutkimuksilla ei ole. Laboratoriokokeet ovat kontrolloituja, jolloin niissä voidaan säätää juuri sen tekijän vaikutusta, jota halutaan tutkia. Luonnonoloissa sen sijaan ei voida erottaa eri tekijöiden vaikutusta tutkittavaan ilmiöön. Laboratoriokokeilla voidaankin selittää syitä luonnossa havaittuihin muutoksiin. Esim. jätevesien kalastovaikutuksia kyetään arvioimaan letaali- ja subletaalitestien laboratoriotuloksista vertaamalla niitä kenttähavaintoihin (LLOYD 1972).

SPRAGUE (1976) tarkasteli Yhdysvaltojen vesien laatuvaatimuksia kaloille myrkyllisten aineiden ja jätevesipäästöjen suhteen sekä niiden määrittämiseen käytettyjä tutkimusmenetelmiä. Selvityksen tuloksena hän päätteli herkimmiksi ja lupaavimmiksi menetelmiksi pitkäaikaiset kalojen lisääntymiseen ja varhaisiin kehitysvaiheisiin liittyvät tutkimukset. Edelleen SPRAGUEn (1976) mielestä fysiologisten tutkimusten merkitys on selvittää, mistä tapahtunut vahinko (kalastomuutokset) johtuu.

4. VEDEN LAADUN VAIKUTUS AINEIDEN MYRKYLLISYYTEEN

Myrkyn vaikutus ei riipu pelkästään sen pitoisuudesta vedessä, vaan myös veden fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista, kuten esim. lämpötilasta, liuenneiden kaasujen sekä muiden aineiden pitoisuuksista ja pH:sta. Jotkut veden ominaisuudet vaikuttavat paitsi itse myrkyn ominaisuuksiin myös kalojen fysiologiaan; indusoivat muutoksia, ja nämä muutokset jopa vähenävät tai lisäävät kalojen herkkyyttä myrkyille (LLOYD ja HERBERT 1962).

Tässä luvussa käsitellään esimerkinomaisesti lähinnä veden lämpötilan, liuenneen hapen pitoisuuden, kovuuden ja alkaliteetin, pH:n sekä humuksen, mutta myös joidenkin muiden tekijöiden vaikutusta eräiden aineiden myrkyllisyyteen.

4.1. Lämpötila

Lämpötila vaikuttaa suuresti kalan elintoimintoihin ja myrkkujen ja jätevesien toksisuuteen, koska kalat ovat poikilotermisiä eli niiden ruumiinlämpö vaihtelee ympäristön lämpötilan mukaan. Lämpötilan vaikutuksia onkin tutkittu enemmän kuin muiden ympäristötekijöiden (CAIRNS ym. 1975a).

Kalojen aineenvaihdunnan nopeus kasvaa kaksinkertaiseksi jokaista 10 °C:een lämpötilan nousua kohden, (CAIRNS ym. 1975a). On myös havaittu, että yleensä aineiden myrkyllisyys kaloille lisääntyy veden lämpötilan kasvaessa (EIFAC 1968, CAIRNS ym. 1975a); päinvastaisiakin havaintoja on (esim. JOHNSON 1968). Useilla myrkyillä on todettu kalojen keskimääräisen elinajan lyhenevän lineaarisesti lämpötilan kasvaessa (LLOYD ja HERBERT 1962).

Lämpötila vaikuttaa varsinkin akuutisti tappaviin pitoisuuksissa, mutta kynnyksen-LC50-pitoisuuksiin vain vähän, joissain tapauksissa ei lainkaan (CAIRNS ym. 1975a). Kultakalan (Carassius auratus) 96 h TL50-arvo oli 6,5 °C:ssa 530 ja 25 °C:ssa 44 µg rikkivetyä/l, eli 25 °C:ssa rikkivety oli 12 kertaa myrkyllisempää kuin 6,5 °C:ssa. Samassa tutkimuksessa havaittiin myös, että kestävyys rikkivedyn myrky-

vaikutuksille lisääntyi enemmän kylmässä kuin lämpimässä: 10 asteen lämpötilan muutos 7:stä 17 °C:een lisäsi myrkyllisyyttä 5,5-kertaisesti, mutta lämpötilan muutos 15:stä 25 °C:een lisäsi myrkyllisyyttä vain 2,6-kertaisesti (ADELMAN ja SMITH 1972). Myös elohopeakloridin myrkyllisyyttä kirjolohelle (Salmo gairdneri) tutkittaessa havaittiin samansuuntaisen lämpötilan muutoksen kylmässä vaikuttavan enemmän kuin lämpimässä, ja elohopean myrkyllisyys lisääntyi lämpötilan kasvaessa (MacLEOD ja PESSAH 1973). Samassa tutkimuksessa todettiin myös, että elohopeaa kertyi kirjolohen kudoksiin sitä enemmän mitä suurempi lämpötila oli. Myös REINERT ym. (1974) havaitsivat elohopeaa ja DDT:tä kertyvän kirjolohen kudoksiin enemmän korkeammissa lämpötiloissa. Paperitehtaan jätevesi oli kirjolohelle sitä myrkyllisempää mitä lämpimämpää vesi oli; kirjolohia oli akklimoitu kuukausi lämpötiloihin: 8, 10, 15 ja 20 °C, ja niitä altistettiin 48 tunnin LC50-pitoisuudessa (LOCH ja MacLEOD 1974).

Syanidin myrkyllisyyden kirjolohelle todettiin kasvavan 2 - 3-kertaiseksi jokaista 10 °C:een lämpötilan lisäystä kohden. Kokeet tehtiin melko suurilla syanidipitoisuuksilla, ja vaikutus voisi olla erilainen pienemmillä pitoisuuksilla (DOUDOROFF 1976). Samassa tutkimuksessa kokeiltiin myös kirjolohen syanidin sietoa 3 °C:ssa eri pituisten akklimointiaikojen jälkeen. Kaloja, joita oli pidetty 10 °C:ssa, akklimoitiin 0 - 7 vuorokautta 3 °C:een ennen syanidille altistamista. Kun käytettiin niin suuria syanidipitoisuuksia, että kirjolohet kuolivat 12 tunnissa, ilman akklimoitua syanidiliuokseen viedyt kalat kestivät parhaiten ja seuraavaksi pisimpään elivät vuorokauden akklimoidut kirjolohet. Jos käytettiin pienempiä syanidipitoisuuksia, niin että kalat kuolivat 24 tunnissa, akklimoinnilla ei ollut vaikutusta elinaikaan.

Raskasmetallien on todettu olevan myrkyllisempiä sellaisissa vesissä, joissa lämpötila vaihtelee paljon kuin vesissä, jotka ovat jatkuvasti lämpimiä (CAIRNS ym. 1975b). Sinkki oli 3 °C:een akklimoiduille lohille (Salmo salar) 11 °C:ssa vähemmän myrkyllistä kuin 3 °C:ssa, mutta 11 tai 19 °C:een akklimoiduille lohille sinkki oli myrkyllisempää 3 °C:ssa; eli kylmempään veteen siirryttäessä sinkki oli myrkyllisempää

kuin, jos siirryttiin kylmästä lämpimään (HODSON ja SPRAGUE 1975). Kun sinkin myrkyllisyyttä tutkittiin akklimointi-lämpötilassa - kaloja oli akklimoitu vähintään 23 vuorokautta, kynnyks-LC50-arvo oli suurempi 19 °C:ssa kuin 3 tai 11 °C:ssa (HODSON ja SPRAGUE 1975). Myös fenolin on todettu olevan kirjolohille kylmässä myrkyllisempää kuin lämpimässä; 6 °C:ssa 48 tunnin LC50-arvo oli puolet pienempi kuin 18 °C:ssa. Akklimointiajalla (1, 5 ja 9 d) koelämpötilaan, 6 °C:een, ei ollut vaikutusta fenolin myrkyllisyyteen, kun kalat siirrettiin varastoaltaasta, jonka veden lämpötila oli 16 °C (BROWN ym. 1967), mutta akklimointiajat olivat ehkä liian lyhyitä. JOHNSONin (1968) katsauksesta pestisidien myrkyllisyydestä kaloille ilmenee, että lämpimässä vedessä eri pestisidit olivat joko myrkyllisempiä tai vähemmän myrkyllisiä kuin kylmässä.

Mustaselkäkampelan (Pseudopleuronectes americanus) todettiin voivan sopeutua 5 °C:n lämpötilan nousemiseen kahdessa tunnissa kaikkina vuodenaikoina. Tällöin sen hapenkulutus lisääntyi, sydämen lyöntitilavuus pysyi samana, mutta sydän-frekvenssi kasvoi (CECH ym. 1976). Myrkyllisyyden lisääntymistä lämpötilan kasvaessa onkin selitetty aineenvaihdunnan nopeutumisella, jolloin myös hengitysnopeus kasvaa, eli enemmän vettä kulkee kidusten kautta. Tällöin kalaan voi myös absorboitua enemmän myrkkyä (MacLEOD ja PESSAH 1973, CAIRNS ym. 1975a). Toisaalta aineenvaihdunnan nopeutuessa myös myrkkyjen detoksikaatio (= myrkyttömäksi tekeminen) ja erityis kiihtyvät, mikä voi kumota veden lämpenemisestä johtuvan myrkyllisyyden lisääntymisen (CAIRNS ym. 1975a). Fenolin onkin selitetty olevan kylmässä myrkyllisempää juuri sen vuoksi, että detoksikaatio ja erityis hidastuvat kylmässä, vaikka fenolia lämpimässä absorboituukin kaloihin enemmän (BROWN ym. 1967, CAIRNS ym. 1975a). Sen, että kalat elivät kylmässä sinkkiliuoksessa kauemmin kuin lämpimässä, tulkittiin johtuvan metabolian hidastumisesta kylmässä ja ehkä sinkin otton vähentymisestä hengityksen hidastuessa (HODSON ja SPRAGUE 1975). Syanidi estää hapen käytön soluissa inhiboimalla sytokromioksidaasia. Kalat voivat kuitenkin mukauttaa metaboliaansa anaerobiseen suuntaan ja elää siten kauemmin

kylmässä kuin lämpimässä vedessä pienissä syanidipitoisuuksissa. Lohien todettiin hakeutuvan kylmään veteen altistettaessa niitä pienille syanidipitoisuuksille (CAIRNS ym. 1975a).

4.2. Liuenneen hapen pitoisuus

Kirjolohien elinaika piteni syanidipitoisuuksissa (0,105 - 0,155 mg/l), kun veden hapen kyllästysastetta lisättiin 10:stä 100 %:iin. Vaikutus oli suurin pienemmissä syanidipitoisuuksissa (DOWNING 1954). Samantapaisissa kirjolohella tehdyissä ammoniakialtistuksissa ja hopealohella (Oncorhynchus kisutch) tehdyissä sulfaattisellutehtaan jätevesialtistuksissa myrkyllisyys väheni suuremmissa liuenneen hapen pitoisuuksissa, ja lisääntyneen happipitoisuuden vaikutus oli suurin pienissä ammoniakki- tai jätevesipitoisuuksissa (DOWNING ja MERKENS 1955, HICKS ja DEWITT 1971). Sekä staattisissa että läpivirtauskokeissa syanidi oli eri kalalajeille myrkyllisempää, kun vedessä oli vähän happea (DOUDOROFF 1976). Myös rikkivety oli kultakalalle myrkyllisempää pienissä happipitoisuuksissa (ADELMAN ja SMITH 1972), LLOYDin (1961) mukaan kalojen vähentynyt myrkkujen sieto johtui kalojen fysiologisista reaktioista pieniin happipitoisuuksiin, koska sinkin, lyijyn, kuparin sekä fenolin myrkyllisyys kasvoi yhtä paljon happipitoisuuden vähetessä, vaikka kaikilla näillä aineilla on erilainen vaikutusmekanismi. Kalan ilmeisin reaktio happipitoisuuden vähenemiseen on lisätä hengitysnopeutta ja siten kidusten ohii virtaavan veden määrää, mutta samalla enemmän myrkyä joutuu kosketukseen hengitysepiteelin kanssa. Siten aineen myrkyllisyys ei riipu pelkästään pitoisuudesta vedessä, vaan myös hengitysveden virtausnopeudesta (LLOYD 1961). HUGHES ja ADENEYN (1977) mukaan sinkki vaikuttaa joihinkin kalan kidusten hapenkuljetusmekanismeihin ja siten heikentää kalan kykyä reagoida ympäristön vähähappisuuteen.

4.3. Kovuus ja alkaliteetti

LLOYD ja HERBERTin (1962) mukaan veden kovuus vaikuttaa vain eräiden raskasmetallien myrkyllisyyteen kaloille.

Syanidin myrkyllisyyteen taimenelle (Salmo trutta) veden kovuus ei vaikuttanutkaan (BURDICK ym. 1958). Mutta detergentin, lineaarisen alkyylisulfonaatin, myrkyllisyys Lepomis macrochiruslle (Rafinesque) kasvoi kovassa vedessä noin kaksinkertaiseksi kynnys-LC50-arvona ilmaistuna, ja veden kovuus vaikutti tuloksiin enemmän kuin happipitoisuuden tai lämpötilan muutokset (HOKANSON ja SMITH 1971). Mekaanista sellua valmistavan tehtaan jätevesi oli kirjolohille yli kaksi kertaa myrkyllisempää pehmeässä (40 mg CaCO₃/l) kuin kovassa (160 mg CaCO₃/l) vedessä. Kemiallisen metsäteollisuuden jätevettä tutkittaessa olisikin kovuuden vaikutus otettava huomioon, koska nämä jätevedet sisältävät tavallisesti runsaasti kalsiumia ja magnesiumia, jolloin jätevettä eri laimennoksina testattaessa koeliuksen kovuus vaihtelee sen mukaan, kuinka paljon jätevettä se sisältää (MIDDELRAAD ja WILSON 1974).

Veden kovuuden on havaittu vaikuttavan myös kirjolohen poikasten letaalien lämpötilojen sietoon; pehmeässä vedessä kasvatetut sietivät paremmin lämpöstressiä kuin kovassa vedessä kasvatetut kirjolohet. Lisäksi molemmat ryhmät sietivät lämpöstressiä suolaisessa vedessä paremmin kuin makeassa vedessä (CRAIGIE 1963).

Puolen vuoden aikana tutkittiin jokiveteen lisätyn kuparin myrkyllisyyttä Pimephales promelakselle (Rafinesque). Joki-veden laatu vaihteli sinä aikana: lämpötila 2 - 30 °C, pH 7,0 - 8,5, kovuus 120 - 336 mg CaCO₃/l ja alkaliteetti 90 - 230 mg CaCO₃/l. Kokonaiskuparipitoisuutena ilmoitettu neljän vuorokauden TL50-arvo vaihteli 1,6 - 21 mg/l, mutta liuenneen kuparin pitoisuus vaihteli samanaikaisesti vain 0,60 - 0,98 mg/l. Ilmeisesti vain liukoinen kupari oli myrkyllistä ja veden laatutekijät vaikuttivat sen pitoisuuteen. Pienimmistä kuparipitoisuuksista lasketut MATC-arvot poikkesivat vain vähän toisistaan, ja näissä konsentraatioissa kuparin pääteltiin olleen lähes täydellisesti liuenneena (BRUNGS ym. 1976).

Pehmeässä vedessä miljoonakalojen (Lebistes reticulatus) kudoksiin kertyi noin kolme kertaa enemmän kadmiumia kuin

kovassa vedessä 21 vuorokauden kuluessa; kertyminen oli kuitenkin aluksi nopeampaa kovassa vedessä (KINKADE ja ERDMAN 1975). Kadmiumin myrkyllisyyttä kultakalalle staattisella menetelmällä kovassa vedessä tutkittaessa kadmiumpitoisuus väheni 10 %:iin alkuperäisestä arvosta neljässä vuorokaudessa. Pehmeässä vedessä kadmiumpitoisuus sen sijaan pysyi hyvin. Kovassa vedessä tehtyjen kokeiden kuolleisuuskäyristä oli havaittavissa kaksi vaikutusmekanismia. Käyriltä luetut 48, 96 ja 240 tunnin LC50-arvot olivat noin kaksikymmentä kertaa suurempia kuin pehmeän veden kokeista saadut arvot (McCARTY ym. 1978).

Lyijyn myrkyllisyydestä kirjolohelle kovassa vedessä tehdyissä kahdessa kokeessa, joissa lyijyn kokonaispitoisuudet olivat 542 ja 471 mg/l, liukoisena lyijynä ilmaistut 96 tunnin LC50-arvot olivat vastaavasti 1,32 ja 1,47 mg Pb/l. Kovassa vedessä määritetyt MATC-arvot olivat yli kaksinkertaiset vastaaviin pehmeän veden arvoihin verrattuna (DAVIES ym. 1976).

PAGENKOPF ym. (1974) analysoivat aikaisemmin julkaistuja tutkimuksia kuparin myrkyllisyydestä; kaksi tutkimuksesta koski kirjolohta ja neljä Pimephales promelasta. LC50-arvoista ja koevesien laatutiedoista laskettiin eri kupariyhdisteiden pitoisuuksia testiliuoksissa, joiden kokonaiskuparipitoisuudet poikkesivat toisistaan. Kuitenkin Cu^{2+} -pitoisuuden todettiin olevan melkein sama kaikissa kokeissa. Sen pääteltiin olevan kaloille myrkyllinen kuparimuoto, ja toinen saattoi olla CuOH^+ . Näissä tutkimuksissa havaittiin kuparin myrkyllisyyden vähenevän veden kovuuden lisääntyessä.

Kovuuden kasvaessa kuitenkin myös alkaliteetti ja samalla kompleksinmuodostus lisääntyvät. PAGENKOPF ym. (1974) päättelivätkin kuparin myrkyllisyyden vähenemisen johtuvan lähinnä alkaliteetin eikä veden kovuuden lisääntymisestä. Myös ZITKO ja CARSON (1976) tulivat kokeidensa ja laskelmiensa perusteella siihen johtopäätökseen, että veden kovuustekijät, kalsium ja magnesium, eivät vaikuta kuparin myrkyllisyyteen kaloille. Kalsium tai magnesium eivät vaikuttaneet myöskään kadmiumin myrkyllisyyteen. Sen sijaan kalsium vähensi jonkin verran ja magnesium selvästi sinkin myrkyllisyyttä

Glysiiniä biologisena mallina käyttäen ZITKO ja CARSON (1976) osoittivat, että kadmiumin ja kuparin lujasta sitoutumisesta biologiseen materiaaliin johtuen kalsium ja magnesium eivät kykene syrjäyttämään näitä raskasmetalleja. Sinkki taas sitoutuu heikosti, ja varsinkin magnesium kilpailee sinkin kanssa sitoutumiskohdista ja siis vähentää sinkin myrkyllisyyttä.

4.4. pH

pH vaikuttaa varsinkin ionisoituvien aineiden myrkyllisyyteen; esim. nikkelisyanidi oli 500 kertaa myrkyllisempää pH:ssa 7,0 kuin 8,0 (EIFAC 1969). Myös ammoniakkin myrkyllisyys riippuu paitsi lämpötilasta myös pH:sta. DOWNING ja MERKENS (1955) osoittivat, että vain ionisoitumaton ammoniakki on kaloille myrkyllistä. Ionisoitumattoman ammoniakkin pitoisuus kasvaa kaksinkertaiseksi, kun pH muuttuu 7,0:sta 7,3:een (EIFAC 1973a).

Valkaistua sulfaattisellua tuottavan tehtaan jätevesi (=BKME) oli kirjolohille vähiten myrkyllistä pH:ssa 8,5 - 9,5. Makeassa ja suolaisessa vedessä BKME oli yhtä myrkyllistä, kun pH:t säädettiin samoiksi. Eri luonnonvesillä (makeilla) laimennettun BKME:n LC50-arvot vaihtelivat noin nelinkertaisesti, mutta kun vesien pH:t säädettiin samoiksi, myrkyllisyyden vaihtelu oli enää puolitoistakertainen (CPAR 1976). Myrkyllisyyden arveltiin johtuvan hartsihapoista, joiden ionisoituminen riippuu pH:sta.

4.5. Humuspitoisuus

Raskasmetallien myrkyllisyyden on todettu olevan vaikeasti arvioitavissa joissakin luonnonvesissä. Erään syyn siihen havaittiin olevan veden humuspitoisuuden, kun raskasmetallien myrkyllisyys huomattiin pienemmäksi vesissä, joissa oli runsaasti humusta. Kuparin on todettu muodostavan vahvemman kompleksin humuksen kanssa kuin sinkin, ja pH:n on todettu vaikuttavan kummankin metallin kompleksoitumiseen humuksen kanssa. Suuri kovuus puolestaan eh-

käisee humuksen vaikutusta. Kalsium joko häiritsee kuparin ja humuksen reaktiota tai se itse kompleksoi humusta, ja siten syrjäyttää kuparin liuokseen (COOK ja COTE 1972). Liuoksen, jonka kuparipitoisuus oli 2 mg/l, myrkyllisyys kirjolohelle väheni humuspitoisuuden ollessa 0,9 - 4,5 mg/l. Humuspitoisuuden ollessa 1 mg/l kalojen keskimääräinen elinaika piteni 50 %:lla verrattuna humuksettomaan veteen; humuspitoisuuden suuretessa edelleen 2 mg/l:aan elinaika piteni enää 13 % (BROWN ym. 1974).

4.6. Muut

Rautakalat (Casterosteus aculeatus) kuolivat natriumsyanidin vaikutuksesta täyssuolaisessa merivedessä nopeammin kuin vähäsuolaisessa tai makeassa vedessä; ero makeaan veteen oli noin kaksinkertainen (DCUDOROFF 1976). Vesien pH:t oli säädetty samoiksi. Veden suolapitoisuuden ollessa 15 o/oo moskiittokaloihin (Gambusia affinis) akkumuloitui vähemmän DDT:tä, DDE:tä tai DDD:tä kuin makeassa vedessä; DDT:n kertymiseen suolaisuus vaikutti eniten (MURPHY 1970).

ROGERSin ym. (1975) mukaan dehydroabietiinihappo oli koiralohelle (Oncorhynchus keta) makeassa vedessä noin kolme kertaa myrkyllisempää kuin suolaisessa vedessä. Valkaistua sulfaattisellua tuottavan tehtaan jätevesi oli kirjolohelle yhtä myrkyllistä suolaisessa ja makeassa vedessä, jos pH:t säädettiin samoiksi (CPAR 1976). Pesemättömät kuidut olivat punalohen (Oncorhynchus nerka) poikasille myrkyllisempiä makeassa vedessä kuin merivedessä, minkä oletettiin johtuvan siitä, että kuiduissa epäpuhtautena oleva sinkki saostui meriveden pH:ssa karbonaattina ja hartsihapot Ca-suoloina. Puhdistetut kuidut olivat myrkyllisempiä merivedessä (WERNER ja ROBINSON 1978). Vaikka kuidut sinänsä olivat vasta suurina pitoisuuksina tappavan myrkyllisiä, jo pienetkin kuitupitoisuudet lisäsivät jätevesien sisältämien muiden aineiden myrkyllisyyttä (WERNER ja ROBINSON 1978).

Liuennut hiilidioksidi vaikutti ammoniakkin myrkyllisyyteen kirjolohelle siten, että mitä enemmän vesi sisälsi hiilidioksidia sitä myrkyllisempää ammoniakki oli (LLOYD ja HERBERT 1960).

5. AINEIDEN JA JÄTEVESIEN HAITALLISET VAIKUTUKSET

Jätevesien aiheuttaman vesistöjen likaantumisen vuoksi tiedetään joidenkin kalalajien vähentyneen tai hävinneen alueelta, mutta toisten lajien kannat ovat vahvistuneet. Esimerkiksi Helsigin edustan merialueelta ovat jätevesien vaikutuksesta kadonneet taimen (Salmo trutta L.), siika (Coregonus lavaretus L.), made (Lota lota L.) ja säyne (Leuciscus idus L.); ja silakka (Clupea harengus L.) on siirtynyt kauemmaksi merelle. Särki (Rutilus rutilus L.), pasuri (Blicca bjoerkna L.) ja lakna (Abramis Brama L.) taas viihtyvät rehevöityneellä alueella. Arvostetuista lajeista kuha (Lucioperca lucioperca L.) on parhaiten sietänyt likaantumista (ANTTILA 1973).

Kemiallisen metsäteollisuuden jätevesistä peräisin oleva kuitu voi pohjalle sedimentoitua - samoin kuin muukin kiintoaine - tuhota kalojen kutualueita ja mätiä. Kuitu on myös suuri hapen kuluttaja (HEINONEN 1974)

Vesiin joutuvat kemikaalit, myrkyt tai kiintoaineet yhdessä vähähappisuuden, pienentyneen pH:n tai muuten muuttuneiden ympäristöolojen kanssa voivat saada aikaan letaalin vaikutuksen, vaikka sinänsä niiden pitoisuudet eivät olisikaan tappavia. Samoin eri myrkkujen vaikutukset voivat summautua, tai myrkyt voivat lisätä tai vähentää toistensa vaikutuksia.

Tässä luvussa esitellään suppeasti letaaleja lämpötiloja sekä hapen, vetyionien ja eri aineiden akuutisti tappavia pitoisuuksia. Subletaaleista ja kroonisista vaikutuksista tarkastellaan lähemmin raskasmetallien, pestisidien ja jätevesien vaikutuksia; tuloksia tällaisista tutkimuksista on koottu taulukoihin. Myös muiden Suomessakin vesistöjä pilaavien aineiden vaikutuksia on lyhyesti käsitelty. Pyrkimyksenä on ollut antaa käsitys eri tyyppisistä tutkimuksista.

5.1. Akuutisti tappavat pitoisuudet

5.1.1. Lämpötila

Suomen vesistöjen korkeimmat lämpötilat ovat tappavia ehkä enintään lohen sukuisille kaloille, sillä esim. hauen (*Esox lucius*) on todettu kuolevan vasta noin 30 °C:n lämpötilassa (BRUNGS ja JONES 1977). Veteen liunneen hapen pitoisuuden vähentymisen vuoksi kalat saattavat kuitenkin kuolla jo alemmassa lämpötilassa (EIFAC 1968). Myös äkilliset lämpötilan vaihtelut voivat tappaa kaloja. EIFACin (1968) raportin mukaan taimenelle letaali lämpötila on 25 - 30 °C, mutta BRUNGS ja JONES (1977) ilmoittavat aikuisen taimenen tappavaksi lämpötilaksi 22 - 25 °C. Juveniilit lohet, jotka oli akklimoitu 20 °C:een, kuolivat 23 °C:ssa (BRUNGS ja JONES 1977). Kalat kestivät paremmin korkeita lämpötiloja, jos niitä akklimoitiin nousevaan lämpötilagradienttiin pitkän ajan kuluessa (HASCHEMEYER 1973). Tällaisesta sopeutumisesta johtuneekin, että kalat kestävät kesällä lämpimiä vesiä paremmin kuin muina vuodenaikoina (EIFAC 1968).

5.1.2. Liunneen hapen pitoisuus

DOUDOROFF ja SHUMWAYn (1970) mukaan vain harvoin on raportoitu kalakuolemista, jotka olisivat sattuneet hapen puutteen vuoksi, kun liunneen hapen pitoisuus on ollut yli 3 mg/l. Lohen sukuisille kaloille letaalit happipitoisuudet ovat noin 1 - 2,5 mg O₂/l lämpötiloissa 0 - 24 °C ja särkikaloille sekä esim. haulle alle 1 mg O₂/l, mutta samankin lajin eri alueilla elävien kalojen vähähappisuuden siedossa on eroja (DOUDOROFF ja SHUMWAY 1970). Kun kaloja akklimoidaan vähitellen pieniin happipitoisuuksiin, ne kestävät 50 % pienempiä pitoisuuksia kuin jos ne siirretään hapen suhteen kyllästeisestä vedestä vähähappiseen veteen (EIFAC 1973b). Yleensä nuorien kalojen sanotaan olevan herkempiä pienille happipitoisuuksille kuin vanhempien kalojen (DOUDOROFF ja SHUMWAY 1970, EIFAC 1973b). Kuitenkin esim. kahdessa järvessä talvella sattuneissa kuolemista menehtyivät hauista suurimmat ja nopeasti kasvavat naaraat; sen sijaan pienet ja nuoret hauet ja varsinkin hitaasti kasvavat koiraat säästyivät (CASSELMAN ja HARVEY 1975).

5.1.3. pH

EIFACin (1969) raportin mukaan happamien liuosten myrkyllisyys oli sama eri kokoisille kaloille, mutta vanhemmat kalat kesti-
vät paremmin suuren vetyionipitoisuuden vaikutusta. Sekä sär-
jille että kirjolohille 8 d LC50-arvo oli pH 4,2, mutta luonnos-
ta on kaloja löydetty vesistä, jotka ovat vielä happamampia. Esim.
eräissä Pohjois-Ruotsin järvessä, jonka pH oli 3,7 - 3,8, oli
kaloja, jotka eivät eläneet. Taimenia on löydetty vesistä, joi-
den pH on ollut 4,9. Kalat voivatkin epäilemättä sopeutua
suurempiin vetyionipitoisuuksiin, kuin mitkä on todettu labora-
toriokokeissa tappaviksi, mutta kaikissa tapauksissa äkilliset
pH:n muutokset voivat tappaa kalat. Kovaan veteen, jonka alka-
liteetti on suuri, joutunut hapan liuos voi vapauttaa veteen
hiilidioksidia, joka voi tappaa kalat, vaikka pH sinänsä ei oli-
si letaali. Alkalisia liuoksia testattaessa kirjolohen 15 vuo-
rokauden LC50-arvo oli pH 9,5 (EIFAC 1969).

5.1.4. Eri aineet

Eräiden Suomessakin vesistöihin joutuvien aineiden ja käytetty-
jen pestisidien akuutisti tappavia pitoisuuksia on esitetty taulukossa
5.1. LC50-arvot vaihtelevat huomattavasti; joidenkin aineiden
jopa tuhatkertaisesti. Ilmeisesti jonkin verran mm. raskasme-
tallien LC50-arvoihin vaikuttaa se, millaisella yhdisteellä myr-
kyllisyyttä on tutkittu, siis esim. onko käytetty kadmiumklori-
dia vai -sulfaattia. Taulukon öljyjen LC50-arvot on saatu raa-
kaöljyillä tai eriasteisesti jalostetuilla öljyillä tehdyissä
kokeissa. Suureen vaihteluun on syynä myös, että kokeita on
tehty eri lämpötiloissa sekä eri kalalajeilla ja samankin lajin
eri kokoisilla yksilöillä. Lisäksi toiset kokeet on tehty staat-
tisina ja toiset läpivirtauskokeina, ja vesien laadussa on ollut
eroja. Mm. lyijyn ja kuparin myrkyllisyys riippuu lähinnä liu-
enneena olevasta metalli-ionista, mutta tuloksena on voitu il-
moittaa näiden metallien kokonaispitoisuus, joka esim. lyijyillä
veden laadusta riippuen saattaa olla useampisatakertainen todel-
liseen tappavaan pitoisuuteen verrattuna.

Taulukko 5.1. Eräiden aineiden kaloja akuutisti tappavia pitoisuuksia

Viitteet: 1. LEACH ja THAKORE 1975, 2. ROGERS 1973, 3. COLT ja TCHOBANOGLIOUS 1976, 4. PICKERING ja HENDERSON 1966, 5. LANDNER 1976, 6. REHWOLDT ym. 1977, 7. DAVIS ja HOOS 1975, 8. McLEAY 1976, 9. KEMP ym. 1973, 10. WOODWARD 1976, 11. WOBESER 1975, 12. McKIM ym. 1976, 13. HALE 1977, 14. VUORINEN 1978a, 15. RUESINK ja SMITH 1975, 16. FOGELS ja SPRAGUE 1977, 17. PASCOE ja CRAM 1977, 18. PASCOE ja MATTEY 1977, 19. THATCHER ym. 1976, 20. BASS ym. 1977, 21. BASS ja HEATH 1977, 22. MARKING ja BILLS 1977, 23. LARSON ym. 1977a, 24. LARSON ym. 1977b, 25. BENOIT 1976, 26. ADELMAN ja SMITH 1976, 27. BILLS ym. 1977, 8. McKIM ja BENCIT 1971, 29. LETT ym. 1976, 30. MACEK ym. 1969, 31. KIMERLE ja SWISHER 1977, 32. DAVIES ym. 1976, 33. PICKERING 1974, 34. HENDERSON ja PICKERING 1957, 35. TOOBY ym. 1975, 36. MAYER ym. 1977, 37. PATRICK ym. 1968, 38. SMITH ym. 1976, 39. LORZ ja McPHERSON 1976, 40. LORZ ja McPHERSON 1977, 41. LANDNER ym. 1973, 42. CARDWELL ym. 1976, 43. CARDWELL 1973, 44. RICE 1973, 45. VAUGHAN 1973, 46. STRUHSAKER ym. 1974, 47. VUORINEN 1978b.

Aine	Aika	LC50-arvo mg/l	Viite
Abietiinihappo	96 h	0,56	1, 2
Ammoniakki	96 h	3,8	3
Bentseeni	96 h	22,5-36,6	4
Busan 90	48 h	1-1,5	5
Busan 881	48 h	0,65	5
2,4-D	96 h	26,7-300,6	6
Dehydroabietiinihappo	96 h	0,77-2,14	1, 2, 7, 8
Dieldriini	96 h	0,002-0,031	9
Diklooridehydroabietiinihappo	96 h	0,6	1
Dinosebi	96 h	0,041-1,35	10
Elohopea	96 h	0,024-0,90	11, 12, 13
Endriini	48 h	0,00001-0,0355	9
2-Etyyliheksanoli	24 h	18	47
Fennosan F 50	24 h	0,12-0,14	14
Fenoli	96 h	5,02-36,3	8, 15, 16
Kadmium	96 h	0,0066-23	13, 17, 18
Kloori	96 h	0,102-0,47	19, 20, 21, 22
Klooriamiinit	96 h	0,057-0,1055	23, 24
o-Kresoli	96 h	12,6-23,3	4
Kromi	96 h	11,2-12,0	13, 15, 25, 26, 27
Kupari	96 h	0,060-1,27	16, 28, 29
Lindaani	96 h	0,022-0,64	8, 30, 35
Lineaarinen alkylibentseenisulfonaatti	48 h	0,4-76,6	31
Lyijy	96 h	1,17-542	13, 32
Malationi	96 h	0,039-1,5	6
Metyyliparationi	96 h	3,6-15,2	6
Monoklooridehydroabietiinihappo	96 h	0,6	1
Natriumdodekyylisulfaatti	96 h	4,6-8,1	16
Nikkeli	96 h	25-32,2	33
Parationi	96 h	0,71-3,7	34
PCB	96 h	1,2-61	36
Pentakloorifenaatti	96 h	0,037-1,7	7, 15, 16, 42
Pikloraami	96 h	1,55-26	10, 16
Rikkivety	96 h	0,013-3,78	37, 38
Sinkki	96 h	0,55-4,6	39, 40
Slimacide V 10	24 h	1,0-2,1	5, 41
Syanidi	96 h	0,090-0,318	27, 42
2,4,5-T	96 h	14,6-43,7	6
Tiraami	96 h	0,007	35
Zinebi	96 h	250	35
Öljyt	96 h	0,184-1040 µl/l	43, 44, 45, 46

5.2. Subletaalit ja krooniset vaikutukset

5.2.1. Raskasmetallit

Raskasmetallien subletaaleja ja kroonisia vaikutuksia kaloihin on selvitetty tutkimalla mm. kudosaaurioita ja elintoimintojen häiriöitä. Viime vuosina on yhä enemmän julkaistu tuloksia elämäntoimintotesteistä ja kokeista, joissa on altistettu alkio-pikzupoikasvaiheita. Tutkimusten tuloksia on esitetty taulukossa 5.2.

Raskasmetallien on todettu aiheuttaneen kalojen lisääntymisen tai alkionkehityksen häiriöitä, jolloin poikasia on kuoriutunut vähemmän, ne ovat olleet normaalia pienempiä tai epämuodostumia on ollut tavallista enemmän. Myös kalojen kasvu on useissa altistuksissa hidastunut. Tosin kasvun tutkimista laboratoriooloissa on arvosteltu sillä perusteella, että luonnossa ravintoa ei ehkä ole yhtä helposti ja runsaasti saatavilla, joten kokeissa pitäisi tutkia myös eri ruokamäärien vaikutusta kasvuun (DOUDOROFF 1977). Lisäksi BENGTSSON (1974) painottaa kasvututkimusten tekemistä riittävän pitkäaikaisina, koska kasvu voi aluksi häiriintyä, mutta myöhemmin voi esiintyä kompensointia. Kuparin vaikutuksia tutkittaessa ilmenikin, että aluksi kalat lopettivat syömisen kaikissa tutkituissa kuparipitoisuuksissa, mutta alkoivat myöhemmin syödä, ja sitä aikaisemmin mitä pienempi kuparipitoisuus oli (LETT ym. 1976). Puronieriät kasvoivat puolen vuoden kromialtistuksen aikana 25 % vähemmän kuin vertailuryhmän kalat, mutta mitattuna vuoden kuluttua altistuksen aloittamisesta enää 10 % vähemmän (BENOIT 1976).

Sinkin, kuparin ja kadmiumin pilaamassa järvessä eläneet Catostomus commersoni -kalat kasvoivat nopeammin ja tulivat aikaisemmin sukukypsiksi kuin puhtaassa järvessä eläneet kalat. Mutta pilaantuneen järven kalojen määriä oli pienempää ja alkuioiden sekä poikasten kuolleisuus suurempi; lisäksi kalojen elinikä oli lyhyempi. Pilaantuneesta järvestä olivat hävinneet esim. siikalajit (Coregonus) ja valkosilmäkuha (Stizostedion virteum, McFARLANE ja FRANZIN 1978).

Taulukko 5.2. Eräiden raskasmetallien subletaaleja ja kroonisia vaikutuksia kaloihin

Viitteet: 1. DRUMMOND ym. 1973, 2. JACKIM ym. 1970, 3. SELLERS ym. 1975, 4. LORZ ja McPHERSON 1976, 5. McKIM ym. 1970, 6. LETT ym. 1976, 7. McKIM ym. 1978, 8. PICKERING ym. 1977, 9. BAKER 1969, 10. SKIDMORE 1970, 11. SKIDMORE ja TOVELL 1972, 12. BROWN ym. 1968, 13. BRAFIELD ja MATTHIESSEN 1976, 14. BENGTTSSON 1974, 15. KENDALL 1977, 16. CHRISTENSSEN 1975, 17. WOBESER 1975, 18. McKIM ym. 1976, 19. WEIS ja WEIS 1977, 20. LOCKHART ym. 1972, 21. SCHIFFMAN ja FROMM 1959, 22. BENOIT 1976, 23. KOYAMA ja ITAZAWA 1977, 24. EATON 1974, 25. EATON ym. 1978, 26. BENOIT ym. 1976, 27. McCARTY ja HOUSTON 1976, 28. GARDNER ja YEVICH 1970, 29. HOLCOMBE ym. 1976, 30. SOMERO ym. 1977.

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Kupari	6-15 µg/l 20 h 8,5	Salvelinus fontinalis (135-180 mm)	Yskimisfrekvenssi lisääntyi 4 h:n altistuksen jälkeen ja lisääntyi kuparipitoisuuden kasvaessa.		1
	55;115 µg/l 20 h 8,5	Salvelinus fontinalis (135-180 mm)	Yskimisfrekvenssi lisääntyi jo muutamassa minuutissa altistuksen aloitamisesta.		1
	3,2 mg/l 96 h 20-22	Fundulus heteroclitus (3,5-5 cm)	Maksan hapan fosfataasi- ja katalaasiaktiivisuus vähenivät, alkalinen fosfataasiakt. ei muuttunut ja ksantiinioksidaasiakt. lisääntyi.	Koe tehtiin staat-tisena. Cu-pitoisuus väheni 84 % 96h:ssa. Ents.akt. mitattiin eloonjääneistä kaloista.	2
	20-90 µg/l 48 h 15	Salmo gairdneri (226 g)	Hengitys- ja yskimisfrekvenssin vaihtelu lisääntyi.	Todettiin melkein kaikissa kokeissa.	3
	129 µg/l 24 h 15	Salmo gairdneri (415 g)	Veren hapen osapaine ja pH eivät muuttuneet.		3
	5-80 µg/l 6-172 d 10-12	Oncorhynchus kisutch (300-400 d)	Smolttien kidusten Na ⁺ , K ⁺ -ATPaasiaktiivisuus väheni kuparipitoisuuden funktiona.	Kalat menehtyivät merivedessä.	4
	24-67,5 µg/l 6 d 12	Salvelinus fontinalis (30-95 g)	Veren punasolujen lukumäärä, hematokriittiarvo ja hemoglobiinipitoisuus kasvoivat. Plasman proteiinipitoisuus sekä ASAT-aktiivisuus lisääntyivät ja kloridipitoisuus sekä osmolaarisuus vähenivät.	Vaikutukset todettiin vain suurimmissa Cu-pitoisuuksissa.	5
	4-1000 µg/l 46 d 10,8	Salmo gairdneri (alkio- poikanen)	Lähes kaikki alkiot kuolivat Cu-pitoisuudessa 37 µg/l. Poikasten biomassaa väheni Cu-pitoisuuden lisääntyessä.	Altistus aloitettiin varhaisesta siinäpisteestä ja jatkettiin vielä kuoriutumisen jälkeen.	7

jatkuu

Taulukko 5.2. jatkoa

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C)	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Kupari	4-500 µg/l 120 d 5,7	Salmo trutta (alkio- poikanen)	Lähes kaikki alkiot kuolivat varhaisella silmäpisteasteella Cu-pitoisuudessa 111 µg/l ja myöhemmällä silmäpisteasteella pitoisuudessa 500 µg/l. Poikasten biomassa suureni pienissä Cu-pitoisuuksissa (4-50 µg/l), kun alkiota oli altistettu vain viikko, mutta jos alkiota altistettiin pitempään biomassa pieneni.	Altistus aloitettiin alkionkehityksen alusta ja jatkettiin vielä kuoriutumisen jälkeen.	7
	4-500 µg/l 35 d 15,6	Esox lucius (alkio- poikanen)	Lähes kaikki alkiot kuolivat vasta Cu-pitoisuudessa 500 µg/l. Poikasten biomassa suureni pienissä Cu-pitoisuuksissa (4-39 µg/l), mutta väheni suurimmassa pitoisuuksissa.	Altistus aloitettiin alkionkehityksen alusta ja jatkettiin vielä kuoriutumisen jälkeen.	7
	8-100 µg/l 180 d 20-25	Pimephales promelas (aikuinen)	Emokalojen altistuksella ei ollut vaikutusta alkioiden eloonjäämiseen tai poikasten kuoriutumiseen. Kutemiskertojen lukumäärä väheni kahdessa suurimmassa Cu-pitoisuudessa ja kolmessa suurimmassa Cu-pitoisuudessa naaraiden määrittämää väheni.	Emokaloja altistettiin 3 ja 6 kuukautta ennen kutua. Tulosten perusteella laskettu MATC-arvo oli 32 µgCu/l.	8
	0,56-3,2 mg/l 29 d 9,4	Pseudopleuronectes americanus (3-vuotias)	Maksaan kertyi rasvaa laskimoiden ympärille. Munuaisen vertamuodostava kudus tuli nekroottiseksi ja sen määrä väheni. Tubulusten soluissa oli vakuoleja ja lumenissa saostumia. Kidusten lamellien epiteeli irtosi ja lima- ja kloridisolut turposivat.	Vain suurimmissa Cu-pitoisuuksissa.	9
	23-69 µg/l 21 d 12	Salvelinus fontinalis (30-95 g)	Punasolujen määrä ja hemoglobiinipitoisuus lisääntyivät, plasman kloridi- ja proteiinipitoisuus sekä osmolaarisuus vähenivät ja ASAT-aktiivisuus suureni.	Vaikutukset todettiin vain suurimmissa Cu-pitoisuuksissa.	5
	3-33 µg/l 337 d 6-16	Salvelinus fontinalis (20-60 g)	Plasman ASAT-akt. väheni; muut mitatut veren suureet eivät muuttuneet.	Vaikutus todettiin vain kahdessa suurimmassa Cu-pitoisuudessa.	5
	75-225 µg/l 40 d 10	Salmo gairdneri (52-56 g)	Kalat aluksi lopettivat syömisen, mutta alkoivat myöhemmin syödä sitä aikaisemmin mitä pienempi Cu-pitoisuus oli, jolloin kasvunopeus ensin pieneni, mutta tuli lähes normaalliksi 40 d kuluttua.		6

jatkuu

Taulukko 5.2. jatkoa

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Sinkki	0,1-6 mg/l 144 h 10-12	Oncorhynchus kisutch (300-400 d)	Ei vaikutusta kidusten Na ⁺ , K ⁺ -ATP-aasiaktiivi- suuteen.		4
	0,02-1,51 mg/l 48 h 15	Salmo gairdneri (226 g)	Hengitys- ja yskimisfrek- venssin vaihtelu lisään- tyi.	Todettiin melkein kaikissa kokeissa.	3
	1,43 mg/l 24 h 15	Salmo gairdneri (415 g)	Veren hapen osapaine ja pH pieneivät.		3
	40 mg/l 15	Salmo gairdneri (145-250 g)	Hapenotto pysyi norma- alina kunnes 80 % elin- ajasta oli kulunut. Ven- tilaatiovolyymi kasvoi tasaisesti 65-95 %:iin elinajasta, jolloin venti- laatiovolyymi oli kuusin- kertainen, mutta piene- ni nopeasti sen jälkeen. Yskimisfrekvenssi lisään- tyi aina 85 %:iin elin- ajasta. Dorsaaliaortan hapen osapaine pienei tasaisesti.	Kuolema johtui toden- näköisesti kudös- hypoksiasta sinkin vaurioitettua kiduksia. 100 %:n elinaika on aika, jonka kalat elivät Zn-pitoisuu- dessa 40 mg/l.	10
	40 mg/l 15	Salmo gairdneri (8-12 g)	Kidusten lamellien epi- teeli irtosi koveralta puolelta, eikä filamentin epiteelissä todettu vauri- oita, kun 60 % elinajasta oli kulunut. Epänormaalia limaneritystä ei todettu. Kun kalat alkoivat kuolla, lamellien epiteeli oli koko- naan irronnut ja pilarisolut olivat painuneet kasaan. Vielä 7 d:n toipumisen jäl- keen kidukset eivät olleet normaalit.	100 %:n elinaika oli 3,5 h, ja kymmenen kalaa siirrettiin puh- taaseen veteen 3 h:n altistuksen jälkeen.	11
	0,8 mg/l 100 d 12-17	Salmo gairdneri (5,0-6,5 cm)	Kidusten lamellien epitee- li oli normaalia ohuempi ja solut olivat erittäin litteitä samoin filamentin epiteelin solut.		12
	1-6,5 mg/l 16 d 10	Gasterosteus aculeatus (1 g)	Hapenotto ensin hieman li- sääntyi, mutta vähentyi 70 h:n kaluttua, vähän en- nen kuolemaa. Yksilöiden välinen vaihtelu oli suuri; toisten kalojen hengitys- nopeus ei muuttunut, mutta toisten lisääntyi kaksin- kertaiseksi.	Osa kokeista teh- tiin tislatussa vedessä, johon Zn lisättiin.	13

jatkuu

Taulukko 5.2. jatkoa.

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Sinkki	0,05-0,3 mg/l 150 d 11,5	Phoxinus phoxinus (31-86 mm)	Suurimmassa Zn-pitoisuuksissa kasvu väheni. Kasvu oli vähäisintä 0,3 mg/l-pitoisuudessa 30 ja 150. d:n välillä, jolloin ero muihin ryhmiin oli n. 50 %.		14
Elohopea	0,23 mg/l 20-22	Fundulus heteroclitus (3,5-5 cm)	Maksan alkalinen fosfaattiaktiivisuus lisääntyi, mutta hapan fosfaatti-, ksantiinioksidaasi- ja katalaasiaktiivisuus vähenivät.	Koe tehtiin staat-tisena. Hg-pitoisuus väheni 26 % 96 h:ssa. Ents. akt. mitattiin eloonjääneistä kaloista.	2
	12 mg 23	Ictalurus punctatus (25-35 cm)	Maksasolut vahingoittuivat vähemmän kuin haimasolut, joissa vauriot näkyivät myös ensimmäisinä. 72 h:n kuluttua haimasoluista jäljellä vain PAS-positiivisia rippeitä. Sappitiehyiden epiteeli irtosi.	Elohopea injektioitiin ja vaikutuksia seurattiin 96 h 24 h:n väliajoin.	15
	0,075-1,03 µg/l	Salvelinus fontinalis (aikuinen-alkio-poikanen)	Suurimmassa Hg-pitoisuudessa altistetuissa alkioissa ASAT-aktiivisuus väheni. Poikasten paino oli pienempi ja niiden ASAT-aktiivisuus oli suurempi.	Aikuisia altistettiin 16 210 d, alkioista otettiin näytteet 16-17 d:n kuluttua kudusta ja poikasista 21 d:n kuluttua kuoriutumiseesta.	
	4-24 mg/kg 105 d 10	Salmo gairdneri (21 g)	Suurimmilla Hg-pitoisuuksilla ruokittujen kalojen veren hematokriittiarvo kasvoi, ja kidusten hyperplasia oli ainoa havaittava morfologinen muutos. Vaikka kalojen lihasten Hg-pitoisuus oli 30 mg/kg, ne eivät kuolleet.	Hg annettiin ruuan mukana; pitoisuus ruuassa.	17
	0,03-2,9 µg/l 2,5 sukupolvea 9-15	Salvelinus fontinalis (aikuinen-alkio-poikanen)	Ensimmäisen 39 viikon aikana 88 % aikuisista kuoli 2,9 µg Hg/l-pitoisuudessa. Toisen sukupolven kaloilla oli epämuodostumia, ja kaikki muut paitsi yksi naaras kuolivat Hg-pitoisuudessa 0,9 µg/l, mutta pienemmissä pitoisuuksissa ei todettu vaikutuksia kasvuun, eloonjäämiseen tai lisääntymiseen.	Hg oli metyylielohopeana.	18
	0,03-0,1 mg/l 20	Fundulus heteroclitus (alkio)	Suuri osa poikasista kehittyi yksisilmäiseksi (cyclopia).		19
		Esox lucius (aikuinen)	Saastuneessa järvessä eläneiden haukien seerumin fosfaattipitoisuus oli suurempi, mutta glukoosi-, proteiini- ja kortisoli-pitoisuus sekä alkalinen fosfaattiaktiivisuus olivat pienemmät. Puhtaaseen veteen siirrettyjen haukien kudoksista poistui vain 30 % Hg:sta 1 vuodessa.	Tutkittiin Hg:n saattaman ja puhtaan järven haukia.	20

jatkuu

Taulukko 5.2. jatkoa

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomatuksia	Viite
Kromi	18,6 mg/l 24 h 14-15	Salmo gairdneri (12,9 g)	Veren punasolujen määrä ja hematokriittiarvo kasvoivat, mutta hemoglobiinipitoisuus ei lisääntynyt.		21
	0,01-0,2 mg/l 240 d	Salvelinus fontinalis (alkio-poikanen)	Kasvu hidastui kaikissa Cr-pitoisuuksissa, suurimmassa pitoisuudessa se oli 20 % pienempi kuin kontrollissa.		22
	0,35-1,56 mg/l 660 d 9	Salvelinus fontinalis (poikanen- aikuinen)	Pitoisuudessa 0,35 mg/l 180 d:n jälkeen kalat painoivat 25 % vähemmän kuin vertailukalat, mutta 330-660 d:n kuluttua enää 10% pienempi. Kuoriutuneet poikaset olivat pienempiä kuin kontrollissa.	Suuremmissa pitoisuuksissa kaikki poikaset kuolivat 90 d:ssä.	22
	0,10-1,50 mg/l 240 d	Salmo gairdneri (poikanen)	Ruskuaisen absorptio hidastui ja kaikki kalat kuolivat 3 kuukaudessa 0,34 mg/l ja sitä suuremmissa Cr-pitoisuuksissa.		22
Kadmium	28-5700 mg/kg 30 ja 60 d	Cyprinus carpio (7-90 g)	Seruumin alkalinen fosfa-taasiaktiivisuus ja Ca-pitoisuus sekä luuston Ca-pitoisuus vähenivät ja seerumin PO_4^{3-} -pitoisuus lisääntyi, kun ruuan Cd-pitoisuus suureni.	Cd annettiin ruuan mukana. Pitoisuus ilmoitettu ruuan kuivapainoa kohti.	23
	37-3000 µg/l 330 d 16-26	Lepomis macrochirus (10,3cm)	Pienimmässä pitoisuudessa poikaset olivat normaaleja, mutta epämuodostumien määrä lisääntyi Cd-pitoisuuden suuretessa. Epämuodostumia oli sekä luustossa että sisäelimeissä.	Kaikissa muissa, paitsi pienimmässä Cd-pitoisuudessa, esiintyi kuolevuutta.	24
	0,4-100 µg/l 150 d 10	Salmo trutta (alkio-poikanen)	Poikasten biomassa oli pienempi Cd-pitoisuudessa 11 µg/l ja sitä suuremmissa pitoisuuksissa.	Samavaikutus todettiin poikasaltistuksissa Cd:lle olipa alkiota altistettu tai ei.	25
	0,5-6,3 µg/l 2,5 sukupolvea 9	Salvelinus fontinalis (aikuinen-alkio- poikanen)	Suurimmassa Cd-pitoisuudessa todettiin 8 viikossa hyperaktiivisuutta ja kaikki kalat kuolivat ennen sukukypsäksi tuloa. Cd-pitoisuudessa 3,4 µg/l vain yksi koiras ennätti kutea, muut kuolivat kutuvaiheessa, samoin kävi toisen sukupolven koiraiden. Tässä pitoisuudessa kuoriutuneet poikaset olivat 16 viikon kuluttua pienempiä kuin muissa pitoisuuksissa pidetyt. Toisen sukupolven kalojen kiduksista Cd poistui 12 viikossa puhtaassa vedessä, mutta ei munuaisista tai maksasta.		26

jatkuu

Taulukko 5.2. jatkoa

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Kadmium	45;382 µg/l 25;50 d 25	Carassius auratus	Molemmassa Cd-pitoisuus- sissa 50 d:n kuluttua plas- man Na ⁺ -pitoisuus pieni. Plasman Cl ⁻ -pitoisuus väheni vain pienemmässä Cd-pitoisuu- dessa 25 d:n kuluttua. Lihak- sen K ⁺ - ja vesipitoisuus lisääntyivät kummassakin Cd-pitoisuudessa 25 d:n kuluttua.		27
	50 mg/l 48 h 20	Fundulus heteroclitus (6 g)	Suolen limakalvo turposi ja limasolujen erityys lisään- tyi, ja suolen lumenissa oli irronnutta epiteeliä. Munu- aisen proksimaalitubulukset olivat vaurioituneet ja nii- den soluissa oli eri kokoisia granuloita. Kidusten lamel- lien välit kasvoivat umpeen. Veren easinofiilisten valko- solujen määrä lisääntyi 5%:sta 40 %:iin.		28
	27 mg/l 96 h 20-22	Fundulus heteroclitus (3,5-5 cm)	Maksan alkalinen fosfa- taasiaktiivisuus ei muut- tunut, mutta hapan fosfa- taasi-, ksantiinioksidaasi- ja katalaasiaktiivisuus vähenivät.	Ents.akt. mitattiin eloon jääneistä kaloista.	2
	0,55-3,43 µg/l	Salvelinus fontinalis (aikuinen-alkio- -poikanen)	Alkioissa ei todettu vai- kutuksia. Poikasten paino pieni, mutta proteiini- pitoisuus suureni ja ASAT- aktiivisuus lisääntyi suu- simmassa Cd-pitoisuudessa samoin kuin alkalinen fosfataasi- ja koliini- esteraasiaktiivisuus.	Aikusia altistettiin 210 d, alkioista otet- tiin näytteet 16-17d:n kuluttua kudusta ja poikasista 21 d:n kulut- tua kuoriutumuksesta.	16
Lyijy	33-472 µg/l 2,5 sukupolvea 9-15	Salvelinus fontinalis (aikuinen-alkio- -poikanen)	2. sukupolven kaloista kaikilla oli selkärangan skolioosi kahdessa suurim- massa Pb-pitoisuudessa ja 34 %:lla 119 µg/l-pitoisuu- dessa. Vm. pitoisuudessa 21 %:lla 3. sukupolven poikasista oli myös skoli- oosia, ja poikaset olivat pienempiä kuin kontrollissa. Pb:ä akkumuloitui kaikkien kehitysvaiheiden kudoksiin.		29
	2,65 mg/l 35-87 d 20	Gillichthys mirabilis (15 g)	Hapenkulutus lisääntyi kai- kissa altistusryhmissä, ja altistetut kalat olivat selvästi rauhattomampia.		30
	188 mg/l 96 h 20-22	Fundulus heteroclitus (3,5-5 cm)	Maksan alkalinen fosfataa- siaktiivisuus lisääntyi, mutta hapan fosfataasi-, ksantiinioksidaasi- ja katalaasiaktiivisuus vä- henivät.	Koe tehtiin staatti- sena. Pb-pitoisuus väheni 79 % 96 h:ssa. Ents.akt. mitattiin eloon jääneistä kaloista.	2
	132-530 µg/l	Salvelinus fontinalis (aikuinen-alkio- -poikanen)	Alkioissa ei todettu vai- kutuksia, mutta poikasten paino pieni ja alkali- nen fosfataasi- ja kolii- niesteraasiaktiivisuus lisääntyivät.	Aikuisia altistet- tiin 210 d. Alkioista otettiin näytteet 16- 17 d:n kuluttua kudusta ja poikasista 21 d:n kuluttua kuoriutumi- sesta.	16

Hyvänä esimerkkinä muista fysiologisista vaikutuksista ovat hopealohella tehdyt kokeet. Niissä havaittiin, että kupari inhiboi kidusten Na^+, K^+ -ATPaasia, jolloin smoltit eivät kyenneet sopeutumaan suolaiseen veteen, ja ne menehtyivät merivedessä (LORZ ja McPHERSON 1976). Kidusvauriot taas vaikeuttavat kalojen hengityskaasujen vaihtoa veden ja veren välillä ja siten kudosten hapensaantia (HUGHES ja MORGAN 1973).

Lyijyn vaikutukselle spesifinen muuttuja on kalojenkin - samoin kuin ihmisen - punasolujen δ -aminolevuliinihappodehydrataasi. Kahden viikon altistuksessa entsyymiaktiivisuus väheni merkittävästi ja lineaarisesti suhteessa ympäröivän veden tai kalojen veren lyijypitoisuuden kasvamiseen (HODSON ym. 1977).

5.2.2. Pesticidit

Joidenkin pesticidien vaikutuksia on esitetty taulukossa 5.3. Siihen on otettu mukaan myös PCB, sillä se muistuttaa DDT:tä rakenteensa ja ominaisuuksiensa puolesta (HOLDEN 1973). Pesticidien vaikutuksia on tutkittu samanlaisilla menetelmillä kuin raskasmetallienkin.

Useissa kokeissa havaittiin naaraiden mätimäärän vähentyneen, ja joissain tapauksissa kutukäyttäytyminen häiriintyi. Vähemmän alkioita kehittyi poikasiksi, ja kuoriutuneet poikaset olivat pienempiä. Rasvaliukoisten aineiden esim. DDT:n ja PCB:n on todettu kertyvän kalojen mätiin (LINKO ym. 1974), mikä on saattanut aiheuttaa häiriöitä alkiokehityksessä.

On todettu myös vaikutuksia kalojen kasvuun ja elintoimintoihin sekä kudusvaurioita. Monet pesticidit aiheuttavat rasva-aineenvaihdunnan häiriöitä ja maksan rasvoittumista, jolloin maksa samalla laajenee (COUCH 1975).

Ihmisen koliiniesteraasiaktiivisuuden tiedetään inhiboituvan spesifisesti orgaanisilla fosforiyhdisteillä ja karbamaateilla. Siihen perustuen kalojen aivojen koliiniesteraasiaktiivisuutta on mitattu pyrkimyksenä osoittaa näiden pesticidien aiheuttama myrkytys (HOLDEN 1973).

Taulukko 5.3. Eräiden pestisidien ja PCB:n subletaaleja ja kroonisia vaikutuksia kaloihin

Viitteet: 1. MACEK ym. 1976 a, 2. MACEK ym. 1976 b, 3. WOODWARD 1976, 4. CARLSON 1971, 5. LUNN ym. 1976, 6. HANSEN ym. 1977, 7. McINGVALE ym. 1968, 8. ELLER 1971, 9. EISLER ja BARNES 1966, 10. ITO 1973, 11. HALTER ja JOHNSON 1974, 12. JOHANSSON ym. 1972, 13. FREEMAN ja IDLER 1975, 14. GRUGER ym. 1976, 15. KOCH ym. 1972, 16. NESTEL ja BUDD 1975, 17. HOLMBERG ym. 1972, 18. DRAGOMIRESCU ym. 1975, 19. HUNN 1972, 20. LANE ja SCURA 1970, 21. VUORINEN ja VUORINEN 1978.

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Lindaani	1,0-16,6 µg/l 261d+90d	Salvelinus fontinalis (aikuinen-alkio- poikanen)	Kasvussa ei todettu muutoksia vielä 136 d:na, mutta altistuksen lopussa suurimassa lindaanipitoisuudessa kalat olivat pienempiä, ja poikasten kuoriutumis-% oli pienempi; naaraat eivät kyenneet valitsemaan mädinlaskupaikkaa.	Aikuisia altistettiin lindaanille 261 d, alkioiden annettiin kehittyä lindaanivedessä ja poikasia altistettiin vielä 90 d. MATC=8,8-16,6 µg/l	1
Atratsiini	0,065-0,72 mg/l 306d+90d	Salvelinus fontinalis (aikuinen-alkio- poikanen)	Suurimmissa atratsiinipitoisuuksissa kasvu oli hitaampaa 90 d:ssa, ja 306d:ssa myös pienemmissä pitoisuuksissa. Alkioiden inkubaatioaika piteni. Poikasten kuolleisuus lisääntyi 60 ja 90d:n välillä ja niiden paino oli pienempi 90d:n jälkeen.	Aikuisia altistettiin atratsiinilla 306d, alkioiden annettiin kehittyä atratsiinivedessä ja poikasia altistettiin vielä 90d. Kalat olivat apaattisia, eivät syöneet hyvin.	2
Dinosebi	0,5-10 µg/l 21d+60d 9,5	Salvelinus namaycush (alkio- poikanen)	Ruskuaisen absorptioaika piteni, ja poikasten kasvu hidastui.	Alkioita altistettiin 20d ja sitten poikasia 60d. Vain 22 % poikasista jäi eloon.	3
Pikloraami	0,035-1 mg/l 10d+60d 9,5	Salvelinus namaycush (alkio- poikanen)	Ruskuaisen absorptioaika piteni, ja poikasten kasvu hidastui.	Alkioita altistettiin 10d ja sitten poikasia 60d. Suurimissa pitoisuuksissa kaikki poikaset kuolivat, tavallisesti ruskuaispussivaiheessa.	3
Karbaryyli	8-680 µg/l 270d	Pimephales promelas (aikuinen-alkio- poikanen)	Suurimmassa pitoisuudessa mätimäärä naaraista kohden oli pienempi, eikä yhtään poikasta kuoriutunut.		4
	2 mg/l 5 h 13	Salmo gairdneri (120 g)	Hengitysnopeus väheni altistuksen aikana, yskimisfrekvenssi kasvoi aluksi, mutta palautui normaaliksi jo 1/2 h:ssa. Sydämenlyöntinopeus ei muuttunut.	3 kalaa 10:stä kuoli altistuksen aikana.	5
Endriini	0,027-0,72 µg/l 161d 30	Cyprinodon variegatus (alkio-poikanen -aikuinen)	Kahdessa suurimmassa pitoisuudessa poikaset kuoriutuivat aikaisemmin, ja suurimassa pitoisuudessa poikaset kuolivat 9d:ssa. Jotkut naaraat kuolivat kudun aikana, vähemmän alkioita kehittyi poikasiksi ja poikasten eloonjääminen väheni.	MATC= 0,12-0,31 µg/l	6

Taulukko 5.3. jatkoa

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Endriini	10-400 µg/l 3 h 21-26	Gambusia affinis (0,3-0,7 g)	Puhtaassa vedessä kasvaneiden kalojen hapenotto oli 26 % suurempi kuin saastuneessa vedessä kasvaneiden, joiden hapenotto ei myöskään muuttunut endriinille altistettaessa, mutta puhtaassa vedessä kasvaneiden hapenotto pieneni endriinipitoisuuden kasvaessa.	Verrattiin endriinin vaikutusalueelta pyydettyjen ja puhtaassa vedessä kasvaneiden kalojen hapenottoa.	7
	1-40 µg/l 294 d	Salmo clarki (8g-aikuisen)	Kidusten lamellien epiteeli oli irronnut puolella tutkittuista kaloista ja verisolut pakkautuivat lamelleihin. Maksaolut turposivat ja solujen jakaantuminen lisääntyi. Suurimmissa endriinipitoisuuksissa munasolujen kehitys häiriytyi ja naaraat olivat lisääntymiskyvyttömiä.	Kaloja kylvetettiin endriinipitoisessa vedessä 1/2 h kerran 4 viikossa	8
	0,05-1,0 µg/l 96 h 20	Sphaeroides maculatus (77 g)	Seerumin Na ⁺ -, K ⁺ - ja Ca ²⁺ -pitoisuus lisääntyivät. Cl ⁻ - ja gammaglobuliinipitoisuus vaihtelivat suuresti. Kolestroli-pitoisuus lisääntyi aluksi jyrkästi endriinipitoisuuden kasvaessa. Maksan Na ⁺ -, Ca ²⁺ - ja K ⁺ -pitoisuus vähenivät.	Johtopäätös: endriini 9 heikensi maksan toimintaa.	
	125, 250 µg/l 5 h 13	Salmo gairdneri (120 g)	Hengitys- ja sydämenlyöntinopeus vähenivät altistusajan funktiona. Yskimisfrekvenssi suureni 2,5 h:iin asti.	Suuremmassa pitoisuudessa 7 kalaa ja pienemmässä 3 kalaa 10:stä kuoli 4,75h:ssa.	5
PCB	5-100 mg/kg 20 d	Cyprinus carpio	Veren glukosipitoisuus ja hematokriittiarvo vähenivät pienimmillä PCB-pitoisuuksilla 7 d:ssa, mutta lisääntyivät suurimmalla pitoisuudella 20 d:n kuluttua hematokriittiarvo ja glukosipitoisuus kasvoivat PCB-pitoisuuden suuretessa, sekä plasman proteiinipitoisuus, 3-glukuronidaasi-, ASAT- ja ALAT-aktiivisuus lisääntyivät.	PCB-pitoisuus ruuassa.	10

jatkuu

Taulukko 5.3: jatkoa

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
PCB	4,4-56,4 µg/l 14d+28d	Oncorhynchus kisutch (alkio-poika- nen)	Kuoriutumisen väheni 30 % kummassakin ryhmässä, mutta vielä kuoriutumisen jälke- en altistetuissa ryhmässä poikasista jäi eloon vain 6 %, kun toisessa ryhmässä jäi 40 %. Edellisessä ryhmässä poikasten paino oli myös pienempi kuin jälkimmäisessä.	PCB:lle altistettiin 14 d ennen kuoriutumista ja 28 d sen jälkeen; toista ryhmää altistettiin vain ennen kuoriutumista.	11
	10 mg/kg 203 d	Salmo trutta (50 g)	Maksa oli suurentunut 43d:n jälkeen ja veren hematokriittiarvo sekä hemoglobiini- pitoisuus olivat pienentyneet, veren glukoosi- ja lihaksen glykogeeni- sekä plasman kolesteroli- esteripitoisuus olivat suurentuneet. 203d:n jälkeen kalojen paino oli lisääntynyt ja niiden maksa suurentunut sekä veren glukoosi- ja lihaksen glykogeeni- pitoisuus olivat pienentyneet.	PCB annettiin ruiskeena lihakseen tai kapselissa mahaan. Pitoisuus: mg/kg ruumiinpainoa. Kaloja ei ruokittu aikavälillä 43-159 d. PCB:lle altistettut kalat reagoivat paastoon eri tavalla kuin kontrollit.	12
	0,2 mg/l 21 d 10-14	Salvelinus fontinalis (700g;alkio)	PCB:lle altistettujen emojen mädistä kuoriutui vain 78 %, (vertailuryhmissä 98 %), mutta kun mätää lisäksi haudottiin PCB:ssä, vain 1 % kuoriutui. Kontrollimädistä kuoriutuneet poikaset elivät PCB-vedessä vain muutamia päiviä.		13
	1-12 mg/kg 72 d	Oncorhynchus kisutch (11-20 g)	Suurimmalla PCB-pitoisuudella ruokitut kalat painoivat eniten. Pienimmässä pitoisuudessa ruumiin PCB-pitoisuus saavutti steady-state-tilan, mutta suurimmissa pitoisuuksissa se lisääntyi koko ajan.	PCB-pitoisuus ruuassa, ruokittiin 2 % ruumiinpainosta/d.	14
	10 mg 45 h, 69 h	Oncorhynchus kisutch (165-240 g)	Maksan anyylihydrokarbonhydroksylaasi indusoitui molemissa tutkituissa yksilöissä.	PCB annettiin ker- tainjektiona.	14

jatkuu

Taulukko 5.3. jatkoa

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
PCB	0,93-8,3 µg/l 150 d 22-26	Pimephales promelas (poikanen)	Aivojen Na ⁺ ,K ⁺ -ATP- aasi inhiboitui pie- nissä PCB-pitoisuuksis- sissa, mutta inhiboi- tui vähemmän pitoisuuden suure- tessa. Maksan ATPaasi inhiboitui 40 % suu- rimmassa PCB-pitoi- suudessa, mutta stimuloitui yhtä paljon pienemmissä PCB-pitoisuuksissa. Munuaisen ATPaasi inhi- bitui vaihtelevasti eri PCB-pitoisuuksis- sissa.		15
	1-100 mg/kg 330 d	Salmo gairdneri	Kasvussa ei ollut eroa. Munuaisen tubulusten solut ensin turposivat ja tumissa oli vakuo- leja; myöhemmin solut painuivat kasaan, jolloin monissa niistä oli pyknoot- tinen tuma. Veressä oli vähemmän valko- soluja.	PCB-pitoisuus ruu- assa; ruokittiin 4 % ruumiinpainosta /d. Näytteitä kerät- tiin 229d:stä lähtien 21d:n välein.	16
Pentakloori- fenoli	0,1 mg/l 4d 12	Anguilla anguilla (65-130 g)	Veren hematokriitti- arvo, hemoglobiini- ja glukoosipitoisuus sekä plasman koleste- roli- ja PO ₄ ³⁻ -pitoi- suus lisääntyivät altistuksen aikana. 4d:n toipumisen jälkeen hematokriit- tiarvo ja glukoosi- pitoisuus olivat vielä suuria, mutta 55d:n jälkeen suu- reissa ei ollut mer- kitseviä eroja.	Kaloja altistettiin 4 d PCB-liuoksessa, minkä jälkeen ne siirrettiin puhtaa- seen veteen 55d:ksi. Koe tehtiin makeassa vedessä.	17
	0,1 mg/l 8d 12	Anguilla anguilla (65-130 g)	Veren hematokriitti- arvo, hemoglobiini- glukoosi- ja lak- taattipitoisuus sekä plasman proteiini-, triglyseridi- ja PO ₄ ³⁻ -pitoisuus li- sääntyivät, mutta lihaksen glykogeeni- pitoisuus väheni al- tistuksen aikana. Toipumisen jälkeen kaikkien em. suureiden arvot olivat vielä suuria, ja lihaksen ja maksan ASAT-ak- tiivisuus oli vähen- tynyt.	Kaloja altistettiin 8 d PCB-liuoksessa, minkä jälkeen ne siirrettiin puhtaa- seen veteen 8 d:ksi. Koe tehtiin merive- dessä.	17

jatkuu

Taulukko 5.3. jatkoa

Aine	Pitoisuus Aika Lämpötila °C	Laji (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Carbetox (malationi)	10 mg/l 96 h 22	Cyprinus carpio (poikanen)	Maksan glykolyysi osittain estyi, ja laktaatin muodostuskyky pieneni. Maksan glukoosi-5-fosfaattidehydrogenaasi- ja LDH-aktiivisuus vähenivät.		18
Thanite	3 mg/l 12h 12	Cyprinus carpio (37 cm)	Plasman Na ⁺ -K ⁺ - ja Ca ²⁺ -pitoisuus lisääntyivät, mutta Cl ⁻ -pitoisuus ei muuttunut. Myös plasman PO ₄ ³⁻ - ja proteiinipitoisuus sekä veren glukoosi- ja laktaattipitoisuus (yli 20-kertaiseksi) lisääntyivät. Veren Pco ₂ ja pH pienenevät. Veren glukoosipitoisuus kasvoi vielä toipumisen aikana. Toipumisen jälkeen muut suureet olivat palautuneet lähes normaaleiksi, paitsi veren laktaatti- ja glukoosipitoisuus sekä plasman PO ₄ ³⁻ - ja proteiinipitoisuus.	Kaloja altistettiin 12 h, minkä jälkeen ne siirrettiin puhtaaseen veteen 10 h:ksi. Vaikka kalat k2 h:ssa taintuivat ne toipuivat puhtaassa vedessä 3 h:ssa. Myrkytys johtui pestisidistä vapautuneesta HCN:stä, joka inhiboi soluhengitystä.	19
DDT	53-350 µg/l 5 h 13	Salmo gairdneri (120 g)	Hengitys- ja yskimisfrekvenssi kasvoivat suurimmissa DDT-pitoisuuksissa, suurimmassa pitoisuudessa ne pysyivät tiheinä, mutta 140 µg/l-pitoisuudessa hengitys- ja yskimisfrekvenssi palautuivat 5 h:ssa normaaleiksi. Sydämenlyöntinopeus aluksi pieneni suurimmassa DDT-pitoisuudessa, mutta palautui sitten normaaliksi.		5
Dieldriini	3-12 µg/l 72 h 27	Poecilia latipinna (2-5.g)	Seerumin ASAT-aktiivisuus lisääntyi ajan funktiona pienimmässä pitoisuudessa. Suuremmissa pitoisuuksissa se kasvoi enemmän, mutta yksilöiden välinen vaihtelu oli suuri.	Suurimmassa pitoisuudessa kaikki kalat kuolivat ja 6µg/l-pitoisuudessa kuoli 80 % 72 h:ssa.	20
Fennosan F 50	0.1 mg/l 32 d 10	Salmo trutta (230 g)	Veren hematokriittiarvo, hemoglobiini-, glukoosi- ja laktaattipitoisuus sekä plasman proteiinipitoisuus ja ASAT-, LDH- ja ChE-aktiivisuus lisääntyivät. Veren MCHC pieneni.	Kaikkien mitattujen suureiden arvot eivät olleet vielä palautuneet normaaleiksi 17 d:n puhtaassa vedessä toipumisen jälkeen.	21

5.2.3. Muut aineet

Suomessa monen teollisuusalan jätevedet sisältävät happoja. Vaikka vesistön pH ei pieneneisi niin paljon, että kalat kuolevat, voi kaloissa silti esiintyä erilaisia subletaaleja muutoksia. Puronieriän (*Salvelinus fontinalis*) kudonvaurioiden syntymiselle olivat kynnyks-pH-arvot 5,2 ja 9,0, jolloin vaikutukset näkyivät kiduksissa lisääntyneenä liman erityksenä. Liuoksissa, joiden pH-arvot olivat pienempiä kuin 5,2 tai suurempia kuin 9,0, kudonvaurioita esiintyi myös ihossa ja silmissä (DAYE ja GARSIDE 1976). Kudonvaurioita ilmenee happamuuden vaikutuksesta myös sisäelimissä. Puronieriöissä, joita pidettiin pH:ssa 4,0 vuorokausi, etumunuaisen interrenaalikudoksen RNA-synteesi ja ilmeisesti myös steroidogeneesi inhiboituivat; samalla interrenaalikudoksen solut kutistuivat (MUDGE ym.1977).

Happamuuden vaikutusta puronieriöihin tutkittiin useassa eri pH:ssa (4,5 - 7,0) elämänkiertotestillä. pH:ssa 4,5 ja 5,0 kalat kasvoivat hitaammin, ja pH:ssa 4,5 yhtään kalaa ei selvinnyt elossa koko viiden kuukauden altistusaikaa. Kaikissa happamissa testiliuoksissa poikasia kuoriutui vähemmän kuin pH:ssa 7,0, mutta inkubaatioaika ei muuttunut. pH:ssa 5,0 ruskuaispussin absorptioaika piteni 21 vuorokaudella, ja kaikki poikaset kuolivat kolmessa kuukaudessa (MENENDEZ 1976). Tutkittaessa happamuuden vaikutusta lohen alkioihin ja vastakuoriutuneisiin poikasiin todettiin jälkimmäisten olevan herkempiä. Varhaisissa jakautumisvaiheissa olevat alkiot olivat puolestaan herkempiä kuin myöhemmissä vaiheissa olevat (DAYE ja GARSIDE 1977). pH:ssa 4,2 pidetyt vastakuoriutuneet hauen poikaset olivat 4.päivästä alkaen pienempiä kuin pH:ssa 5,2 ja 6,8 altistetut, ja niiden ruskuaispussi oli suurempi kuin kahdessa jälkimmäisessä ryhmässä (JOHANSSON ja KIHLESTRÖM 1975).

Esim. Etelä-Norjassa on todettu kalakantojen taantuneen jokien ja järvien lisääntyneen happamuuden vuoksi. Keväällä ensimmäisten lumensulamisvesien virratessa jokiin on todettu kalakuolemia. Syynä näihin kalakuolemiin ovat olleet happamat sulamisvedet, kun ilmasta on lumeen kertynyt rikkidioksidia ja muita happamia yhdisteitä. Tällaisen kalakuoleman ai-

kana joesta pyydettyjen taimenten plasman kloridi- ja natriumpitoisuus olivat pienempiä kuin yläpuolisesta vesistöstä pyydytyissä taimenissa. Ympäristön pH:n pienentyessä kala ei kykene ottamaan vedestä natriumia, mikä vaikuttaa ionitasapainoon ja siten kalan elinkykyyn (LEIVESTAD ja MUNIZ 1976).

Ammoniakki vaikutti kirjolohen kiduksiin eri lailla kuin happamat tai emäksiset liuokset puronieriän kiduksiin. Ammoniakin vaikutuksesta lamellien epiteeli turposi ja lamelleissa esiintyi runsaasti verenpakkautumia (SMART 1976). Ammoniakin vaikutusta tutkiessaan LOYD ja ORR (1969) kykenivät määrittelemään pitoisuuden, jossa kirjolohen virtsan erityis alkoi lisääntyä; ammoniakin arveltiin lisäävän veden tunkeutumista kudoksiin kidusten ja ihon kautta. Kun kirjolohen alkioita altistettiin ammoniakille, jo pienin ammoniakkipitoisuus (0,05 mg/l) aiheutti poikasten kasvun hidastumista. Lisäksi poikasten kidusten lamellien välit olivat kasvaneet umpeen ja kidusten epiteelisoluisissa todettiin tumien hajoamista (BURKHALTER ja KAYA 1977).

Ammoniakkia sisältäviä vesiä kloorattaessa syntyy klooriamiineja (NH_2Cl , NHCl_2 ja NCl_3), joille altistettaessa puronieriän alkionkehitys ei häiriintynyt, mutta kuoriutuneet poikaset kasvoivat hitaammin ja niiden käyttäytyminen muuttui (LARSON ym. 1977a). GROTHE ja EATONin (1975) mukaan aikuisten kalojen kuoleminen klooriamiinialtistuksessa aiheutui hemoglobiinin hapettumisesta, jolloin se ei enää kykene kuljettamaan happea kudoksiin. Methemoglobiinia muodostui, kun veri kulkiessaan kidusten kautta joutui altiiksi klooriamiinien vaikutukselle. Klooriamiinit myös inhiboivat entsyymiä, joka katalysoi methemoglobiinin pelkistymistä takaisin hemoglobiiniksi.

Syanidille altistettujen puronieriöiden poikaset kuoriutuivat normaalisti, eivätkä kooltaan eronneet vertailuryhmästä, mutta 30 vuorokauden kuluttua kuoriutumuksesta syanidille altistetut poikaset olivat jonkin verran pienempiä, ja 90 vuorokauden kuluttua paljon pienempiä kuin vertailuryhmän poikaset (KOENST ym. 1977). Lohen poikasista huomattava osa oli epämuodostuneita, kun alkioita oli altistettu syanidille hedelmöityksestä lähtien (LEDUC 1978).

Kun kirjolohia pidettiin detergenttipitoisessa (aikyylibentseenisulfonaatti) vedessä, vaikutukset kiduksiin olivat samantaisia, olipa kaloja altistettu ensin sinkille (pitoisuudessa 100 mg/l) tai ei. Mutta kun kaloja altistettiin vedessä, jossa oli sekä detergenttiä että sinkkiä, vauriot olivat pahempia sinkille etukäteen altistetuissa kaloissa. Kidusvaurioita olivat lamellien epiteelin turpoaminen tai irtoaminen tyvikalvosta sekä lisäksi lamellien takertuminen kiinni toisiinsa (BROWN ym. 1968). Myös ABEL ja SKIDMOREN (1975) kokeissa toisen detergentin, natriumlauryylisulfaatin, todettiin aiheuttavan kirjolohen kiduksissa edellä kuvattuja vaurioita. Vaurioiden todettiin olevan tyypillisiä oireita äkillisestä tulehduksesta, ja samantaisia oireita kiduksissa aiheuttavat monet muutkin aineet ja myrkyt. Kultakalojen etumunuaisten interrenaalikudoksen solujen tumat turposivat jo viikon detergenttialtistuksessa (natriumlauryylisulfaatti) pitoisuuksissa 10 ja 15 mg/l, mutta vauriot olivat suuremmat kahden ja neljän viikon kuluttua altistuksen aloittamisesta (BROMAGE ja FUCHS 1976).

GESAMPin (1977) raportissa öljyn vaikutuksista meriympäristöön todettiin subletaalien vaikutusten olevan kalakuolemia vaikeammin havaittavissa, mutta tällaisten vaikutusten merkitys kalojen selviytymiselle on suuri. Erityisesti pelagisten kalojen mäti ja pikkupoikaset ajelehtiessään pinnan läheisissä vesikerroksissa ovat öljyn vaikutuksille alttiina. Öljyn todettiinkin aiheuttavan epämuodostumia silakan, kampelan ja turskan poikasiin. Myös poikasten liikkeet olivat epänormaaleja, ja suurin osa poikasista kuoli melko pian kuoriutumisen jälkeen (KÜHNHOLD 1972).

Öljy aiheuttaa myös kidusvaurioita; kidusten lamellien epiteeli irtosi tyvikalvosta ja liman erityys lisääntyi (HAWKES 1977). HAWKESin mukaan epiteelin irtoaminen voi myös johtaa sienitautien puhkeamiseen, ja erittäin voimakas liman erityys voi puolestaan aiheuttaa jopa kalan tukehtumisen.

LINDENin (1974) kokeissa öljyn dispergointiaineiden myrkyllisyydestä silakan alkioille vaikutukset olivat pahempia, jos altistus aloitettiin heti hedelmöityksestä kuin vasta ensimmäisten solunjakautumisten - kuuden tunnin - kuluttua. Suurimmissa pitoisuuksissa kehittyneissä poikasissa oli eniten epämuodostumia. Dispergointiaineiden vaikutuksesta myös alkioiden sydämfrekvenssi pieneni.

Fenolin vaikutuksesta kirjolohien kiduskaarten keskiosan filamentit olivat syöpyneet ja ehjien filamenttien lamellien epiteeli irtosi tyvikalvosta. Lamelleissa oli myös verenpakkautumia. Kalojen ihon limaneritys lisääntyi huomattavasti, ja fenolialtistukseen kuolleiden kalojen sisäelimissä oli verenvuotoja (MITROVIC ym. 1968). Kahdeksan vuorokauden fenolialtistuksessa haukien plasman aspartaatti-aminotransferaasi-, alaniini-aminotransferaasi- sekä laktaattidehydrogenaasiaktiivisuus lisääntyivät merkitsevästi (KRISTOFFERSSON ym. 1974).

Kun silakan lisääntymistä tutkittiin ferrosulfaatti- ja rikkihappopitoisessa vedessä, todettiin hedelmöitymisen tavallista useammin epäonnistuvan ja hedelmöityneet mätimunat jäivät pienemmiksi. Alkioiden kasvunopeus hidastui, mutta sydämfrekvenssi kasvoi. Poikaset kuoriutuivat nopeammin ja niissä oli paljon epämuodostumia (KINNE ja ROSENTHAL 1967). SMITH ja SYKORAN (1976) kokeissa ferrihydroksidin vaikutuksista puronieriään ja hopealoheen poikasten kasvu hidastui jo rautapitoisuudessa 1,27 mg/l, mutta poikasten kuoriutumiseen tällä pitoisuudella ei ollut vaikutusta.

Kiintoaine voi haitata kaloja, paitsi tuhoamalla lisääntymisalueita, lisäämällä niiden sairastumisalttiutta (EIFAC 1964). Veteen suspendoituneet kiinteät aineet voivat takertua mätimunien tai poikasten pintaan ja tukehduuttaa ne (SMITH ja SYKORA 1976).

Kalojen epämuodostumia voivat aiheuttaa paitsi erilaiset myrkyt mm. veteen liunneen hapen pitoisuuden väheneminen tai epänormaali lämpötila (SEYMOUR 1959, BLAXTER 1969, BRUNGS 1971, TURNER ja FARLEY 1971).

5.2.4. Jätevedet

Jätevesien vaikutuksia tutkittaessa on sovellettu samanlaisia menetelmiä kuin yksittäisiä aineita, esim. raskasmetalleja ja pestisideja tutkittaessa. Eräitä jätevesitutkimuksia on esitetty taulukossa 5.4. Muista kuin metsäteollisuuden jätevesistä ei ole tehty paljon selvityksiä.

Kalojen histologisia vaurioita tutkimalla kyettiin rajaamaan sulfaattisellutehtaan jätevesien vaikutusalue, kun kaloja sumputettiin eri etäisyyksillä purkuputkesta (FUJIYA 1961).

Sellu- ja paperitehtaiden jätevesien vaikutusten tutkimiseksi on kehitetty myös lyhytaikaisiin, subletaaleissa pitoisuuksissa tehtyihin altistuksiin perustuvia menetelmiä. McLEAY (1975) tutki verisolujen määrän muutoksia hopealohen veressä altistettaessa kaloja sellutehtaan jätevesille. Valkosolujen ja trombosyyttien lukumäärä väheni 24 - 96 tunnissa, mutta punasolujen vain 24 tunnin altistuksessa. Hopealohien ja kirjolohien leukokriittiarvo (valkosolutilavuuden suhteellinen osuus koko veritilavuudesta) väheni altistettaessa kaloja sellutehtaan jätevesille (McLEAY JA GORDON 1977). McLEAY (1977) on myös kehitellyt menetelmää, jossa lohikaloiden plasman glukoosipitoisuutta mittaamalla voitaisiin todeta sellutehtaan jätevesien myrkyllisyys. Menetelmä perustuu havaintoon, että plasman glukoosipitoisuus lisääntyi jätevesipitoisuuden kasvaessa. McLEAYn kehittämässä menetelmässä vaikutus todettiin vasta varsin suurissa jätevesipitoisuuksissa: (0,1 - 0,5) x 96 tunnin LC50-arvo; tosin oireet ilmenivät melko pian altistuksen aloittamisesta.

Sulfaattisellutehtaiden jätevesillä on tehty myös karttamiskokeita. Niissä kalat ovat karttaneet jo 0,1 - 4,8 %:sia jätevesilaimennuksia. Karttamiskokeita on tehty myös luonnossa kaloilla, joihin oli asennettu ultraäänilähetin. Suuren jätevesipitoisuuden (>15%) alueelle päästetyt kalat eivät kyenneet suunnistautumaan puhtaammille vesialueille useaan tuntiin, mutta pienemmän pitoisuuden (<15 %) alueelle lasketut kalat hakeutuivat heti puhtaammille vesialueille (KELSO 1977).

Taulukko 5.4. Jätevesien subletaaleja ja kroonisia vaikutuksia kaloihin

Viitteet: 1. BRAATEN ym. 1972, 2. MUKHERJEE ja BHATTACHARYA 1975a, 3. MUKHERJEE ja BHATTACHARYA 1975b, 4. ZBANYSZEK 1975, 5. LEVIS ja LIVINGSTON 1977, 6. WEBB ja BRETT 1972, 7. DAVIS 1973, 8. PILLIYA 1961, 9. JONES ym. 1956, 10. McLEAY 1973, 11. McLEAY ja BROWN 1974, 12. McLEAY ja BROWN 1975, 13. OIKARI ja SOIVIO 1977.

Jätevesi	Pitoisuus Aika	Lajit (koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Vingylkloridi- tehtaan	0,01-100ppm 20 d	Pleurocetes platessa Gadus morhua Clupea harengus (alkio- poikanen)	Tutkituissa pitoisuuksissa (0,01-100ppm) kampelan poikasten kuoriutuminen alkoi normaalisti, mutta se jatkui pitempään; eniten kuoriutuminen pitkittyi 10 ppm:ssä. Tislausjätteessä, pitoisuuksissa 100 ja 50 ppm, alkioiden kehitys pysähtyi 5-6 d:ssä (normaali inkubaatioaika 14 d). Turskan poikaset kuolivat 11 d:ssä pitoisuuksissa 10 ja 50 ppm.	Jäteveden pääkomponentit olivat 1,2-dikloorietaani 49 %, 1,2-diklooripropaani 28 % ja 1,2,3-triklooripropaani 7 %.	1
Monikoosteinen jätevesi (teräs- ja kemian tehtaita)	48 h, 90d	Ophiocephalus punctatus Clarias batrachus	Fenoli aiheutti lievää maksan nekroosia ja CuSO ₄ pahan nekroosin. Pitkääikäisen altistuksen jälkeen vauriot olivat pahimpia: maksasolut vakuolisoihtivat ja painuivat kasaan.	Jätevesien pääkomponentit olivat fenoli, ammoniakki, kuparisulfaatti ja sulfidit. CuSO ₄ oli haitallisin komponentti.	2
	48 h	Ophiocephalus punctatus Clarias batrachus (60 g)	Sekä jäteveden pääkomponentit että laimennettu jätevesi inhiboivat kummankin lajin munuaisen peroksidasiaa.	Jätevesien pääkomponentit olivat fenoli, ammoniakki, kuparisulfaatti ja sulfidit. Kaloja altistettiin pitoisuuksilla, joissa 70-100 % säilyi elossa altistuksen ajan.	3
Kemian teh- tainten jätevesi	72 h	Anguilla anguilla (350-680 g)	Kidusten filamenttien ja lamellien epiteeli irtosi tyvikalvosta. Limasolujen värjäytyvyys heikkeni sitä enemmän mitä suurempi jäteveden sulfaattipitoisuus oli.	Jätevesi sisälsi pääasiassa sulfaatteja ja fosfaatteja.	4
Sulfaattisel- lurehtaan jätevesi (sis. valkaisu)		Lagodon rhomboides (68-86 mm) Fundulus grandis (42-50 mm)	Kumpikin laji reagoi samalla tavalla. Karttamista ei todettu 10000-kertaisesti laimennetussa jätevedessä, heikko karttamisreaktio oli 1000-kertaisessa laimennuksessa ja vahva 100- ja 10-kertaisessa.	Karttamisreaktion kynnyspitoisuudeksi arvioitiin 0,06 %.	5
	1-25% (v/v) 56 d	Oncorhynchus nerka (poikanen)	Kasvu ja ravinnon hyväksikäyttö eivät muuttuneet pienemmissä pitoisuuksissa, mutta 25 %:n pitoisuudessa ne vähenivät. Tämän ryhmän kasvu ei parantunut myöskään 56 d:n puhtaassa vedessä toipumisen jälkeen.	EC50-arvoksi laskettiin jäteveden 3,7 %:nen laimennus.	6

jatkuu

Taulukko 5.4. jatkoa

Jätevesi	Pitoisuus Aika	Lajit (Koko tai ikä)	Vaikutus	Huomautuksia	Viite
Sulfaattisel- lutehtaan jätevesi (sis. valkaisu)	24 h	Oncorhynchus nerka (207-321 g)	Häpenotto, yskimisfrekvenssi ja suuontelon paine lisään- tyivät. Veren hapen osapaine väheni, jolloin veren happi- kyllästys väheni 20 %.	Kynnyspitoisuudeksi näille muuttujille arvioitiin 20 % 96.h LC50-arvosta.	7
Sulfaattisel- lutehtaan jätevesi	12-24 h	Sparus macrocephalus (25 cm)	Maksasolujen glykogeeni ja haiman RNA vähenivät. Suolen limakalvon limaneritys li- sääntyi ja suolen epiteelin nekroosi lisääntyi.	Kaloja sumputettiin eri etäisyyksillä purkuputkesta ja vai- kutukset todettiin alle 500 m:n etäisyy- dellä. Histopatologi- sesti vaikuttavaksi arvioitiin jäteveden laimennus, jonka KHT oli 10-50 mg/l.	8
		Oncorhynchus tshawytscha O. kisutch Salmo gairdneri (juveniili)	Kuningaslohi karttoi sel- västi 0,1-4,8 %:sia jäte- vesilaimennuksia, hopealohi vähemmän ja kirjolohi ei ollenkaan.		9
	12 h, 25 d	Oncorhynchus kisutch (3,3; 7,3 g)	Sekä 12 h:n että 25 d:n altistuksessa veren nuorien punasolujen määrä lisääntyi, vaikka 25d:n kuluttua hema- tokriittiarvo pieneni. Plas- man glukoosipitoisuus lisääntyi 12 h:n altistuk- sessa, mutta väheni 25 d:ssä.		10
	(0,1-0,25)x 96 h LC50 200 d	Oncorhynchus kisutch (poikanen)	Suurimmassa pitoisuudessa kalojen paino oli kaksinker- tainen 200 d:n jälkeen vertailukaloihin nähden. Veren ja lihaksen laktaat- tipitoisuus sekä plasman glukoosipitoisuus suureni- vat, seerumin pyruvaattipi- toisuus ja lihaksen pro- teiinipitoisuus pienenivät.	Jätevesi neutraloi- ttiin ja suodatettiin.	11
Sulfaattisel- lutehtaan jätevesi (sis. valkaisu)	(0,7-0,8)x 96 h LC50 96 h	Oncorhynchus kisutch (5,6-9,1 g)	Maksan glykogeenipitoisuus pieneni viidenteen osaan. Plasman glukoosi- ja lak- taattipitoisuus suureniivat. Rasituskokeessa maksan gly- kogeenipitoisuus väheni toipumisen aikana 12 h:n uintirasituksen jälkeen, ja plasman glukoosipitoisuus suureni.		12
Metsäteolli- suuden ja asutuksen likaama järvivesi	30 d	Esox lucius Salmo trutta	Haukien veren hematokriitti- arvo, hemoglobiinipitoisuus ja MCHC pienenivät ja glu- koosi- ja laktaattipitoisuus vähän suureniivat. Plasman entsyymiaktiivisuudet (LDH, ASAT, ALAT) eivät muuttuneet. Järvitaimenten veren hemato- kriittiarvo ja hemoglobiini- pitoisuus hieman lisääntyivät viikon, mutta vähenivät kuukauden altistuksessa.	Hauet pyydystettiin likaantuneesta järvestä.	13

6. YHTEENVETO

Ulkomailla, esim. Englannissa, Kanadassa ja Yhdysvalloissa, tehdään ja julkaistaan paljon tutkimuksia jätevesien ja erilaisten aineiden sekä muiden ympäristötekijöiden vaikutuksista kaloihin. Tuloksista ei kuitenkaan aina voi suoraan päätellä vaikutuksia Suomen vesistöissä vesien laatuerojen vuoksi, sillä Suomen vesistöjen vedet ovat yleensä erittäin pehmeitä ja sisältävät runsaasti humusta. Lisäksi samankin alan tehtaiden jätevedet voivat erota paljonkin toisistaan, mikä johtuu prosessieroista, erilaisista kemikaaleista sekä jätevesien puhdistuksen eroista.

Suomessa metsäteollisuuden vesistöihin laskema jätevesimäärä on yli puolet kaikista teollisuuden jätevesistä. Asutus- ja teollisuusjätevesien mukana vesistöihin joutuu huomattavia määriä, paitsi vesiä rehevöittäviä ravinteita ja happea kuluttavaa orgaanista ainesta, myrkyllisiä aineita, joiden määristä ei ole tarkkoja tietoja. Tosin Itämeren suojelusopimuksessa mainituista aineista saadaan tiedot käyttömääristä ja häviöistä, mutta nämäkin tiedot ovat puutteellisia.

Jätevesien ja myrkkujen haitallisuutta kaloille on selvitetty letaali- ja elämänkiertotestein sekä tutkimalla elintoimintojen muutoksia, kudosaaurioita ja kalojen käyttäytymistä. Yksittäisten aineiden LC50-arvoista laskettujen toksisuusyksikköjen avulla on arvioitu koostumukseltaan tunnettujen jätevesien akuutisti tappavaa myrkyllisyyttä kaloille.

Jätevesien tai niiden sisältämien myrkkujen vaikutuksia tutkittaessa on ensimmäiseksi selvitettävä letaalitestein niiden tappavat pitoisuudet, ja kokeet olisi tehtävä siinä tai samanlaisessa vedessä, johon jätevedet lasketaan, koska veden laatu vaikuttaa koetuloksiin. Esim. veden vähähappisuus lisää aineiden myrkyllisyyttä, ja pH vaikuttaa joidenkin aineiden ionisoitumiseen ja siten myrkyllisyyteen. Tappava pitoisuus tulisi määrittää kynnyks-LC50-arvona, koska se kuvaa pitkäaikaisempaa vaikutusta - tilanne vesistöissä, johon jatkuvasti päästetään jätevesiä - kuin esim. 96 tunnin koe. Lyhytaikaisenkin letaalitesti - 96 tuntia tai lyhytaikaisempikin -

kuvannee riittävästi satunnaispäästöjen tappavaa myrkyllisyyttä. Letaalitesteillä saadaan kuitenkin selville vain kaloja tappavat pitoisuudet, eikä pelkästään niiden perusteella voi luotettavasti päätellä kaloille turvallisia pitoisuuksia. Lyhytaikaisten letaalitestien lisäksi tarvitaankin pitkäaikaisia kokeita, joissa tutkitaan jätevesien ja myrkkyjen vaikutuksia paitsi eloonjäämiseen, myös kasvuun ja lisääntymiseen sekä muihin elintoimintoihin.

Elämänkiertotesteillä kyetään arvioimaan kaloille ja kalastolle turvallisia jätevesien tai myrkkyjen pitoisuuksia, koska niissä määritetään MATC-arvo eli pitoisuus, jossa kalojen tuotto-ominaisuudet: kuolevuus, kasvu ja lisääntyminen eivät muutu. Elämänkiertotestin aikana tulee seurata lisäksi kalojen terveydentilaa ja elimistön muutoksia, jolloin saadaan tietoa myös vaikutustavasta. Elämänkiertotesti voidaan usein tehdä lyhennettynä käyttäen alkio-pikkupoikasvaiheita. Käyttämiskokeilla selvitetään jätevesien kaloja mahdollisesti karkottavia tai houkuttavia vaikutuksia.

Jätevesien ja myrkkyjen vaikutuksia kuolevuuteen, kasvuun ja lisääntymiseen sekä muihin elintoimintoihin toksikologisilla ja fysiologisilla menetelmillä tutkimalla voitaneen selvittää syitä havaittuihin kalastomuutoksiin. Laboratoriokokeilla selvitetään luonnossa todettuja muutoksia esim. tutkimalla jätevesien tai jätevesikomponenttien vaikutuksia. Niillä voidaan erottaa ympäristötekijöiden vaikutukset myrkkyvaikutuksista. Kalastomuutoksia tutkittaessa tarvitaan myös kenttäkokeita ja -havaintoja.

Tutkittavaksi pitäisi valita vesistön taloudellisesti tärkeitä kalalajeja, koska eri kalalajien herkkyys myrkyille vaihtelee. Tappavat pitoisuudet lienee tarkoituksenmukaisinta määrittää kalojen herkimmille kehitysvaiheille.

KIITOKSET

LuK EIRA RAILO ja kirjastonhoitaja TUULA TOIVIO-SYRJÄNEN ovat avustaneet kirjallisuuden hankkimisessa sekä toimistoapulainen PIRJO MARTIKAINEN, merkonomi TERTTU TYRVÄINEN ja apulaiskanslisti EIJA VAITTINEN ovat osallistuneet raportin puhtaaksi-kirjoitukseen. Tekijät esittävät lämpimät kiitöksensä työhön osallistuneille.

KIRJALLISUUS

- ABEL, P. D. & SKIDMORE, J. F. 1975: Toxic effects of an anionic detergent on the gills of rainbow trout. - Water Research 9: 759-765.
- ADELMAN, I. R. & SMITH, L. L., Jr. 1972: Toxicity of hydrogen sulfide to goldfish (*Carassius auratus*) as influenced by temperature, oxygen and bioassay techniques. - J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 1309-1317.
- & SMITH, L. L., Jr. 1976: Fathead minnows (*Pimephales promelas*) and goldfish (*Carassius auratus*) as standard fish in bioassay and their reaction to potential reference toxicants. - J. Fish. Res. Bd. Canada 33: 209-214.
- ALABASTER, J. S., GARLAND, J. H. N., HART, I. C. & SOLBE, J. F. de L. G. 1972: An approach to the problem of pollution and fisheries. - Symp. Zool. Soc. London 1972 (29): 87-114.
- ANDERSON, J. W. 1977: Responses to sublethal levels of petroleum hydrocarbons: Are they sensitive indicators and do they correlate with tissue contamination? - Teoksessa: WOLFE, D. A. (toim.), Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine organisms and ecosystems: 95-114. Oxford / New York / Toronto / Sydney / Pariisi / Frankfurt.
- ANTTILA, R. 1973: Effect of sewage on the fish fauna in the Helsinki area. - Oikos Suppl. 15: 226-229.
- APHA / AWWA / WPCF 1975: Standard methods for the examination of water and wastewater, 14. painos. - American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation. Washington.
- BAKER, J. T. P. 1969: Histological and electron microscopical observations on copper poisoning in the winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 26: 2785-2793.
- BASS, M. L., BERRY, C. R., Jr. & HEATH, A. G. 1977: Histopathological effects of intermittent chloride exposure on bluegill (*Lepomis macrochirus*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - Water Research 11: 731-735.

- BASS, M. L. & HEATH, A. G. 1977: Toxicity of intermittent chlorination to bluegill (*Lepomis macrochirus*): interaction with temperature. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 416-423.
- BENGTSSON, B-E. 1974: Effect of zinc on growth of the minnow *Phoxinus phoxinus*. - *Oikos* 25: 370-373.
- BENOIT, D. A. 1976: Toxic effects of hexavalent chromium on brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - *Water Research* 10: 497-500.
- , LEONARD, E. N., CHRISTENSEN, G. M. & FIANDT, J. T. 1976: Toxic effects of cadmium on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 105: 550-560.
- BERGSTRÖM, H. & VALLIN, S. 1937: Vattenförorening genom avloppsvattnet från sulfatcellulosafabriker. (Water pollution due to waste from sulphate pulp factories.) Sweden, Kungl. Lantbruksstyrelsen, Meddelanden från statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattensfisket, No. 13, 19 pp. (Fish. Res. Bd. Can., Translation Series No. 582, 10 pp.). - (Ref. Sprague, J. B. 1970).
- BILLS, T. D., MARKING, L. L. & OLSON, L. E. 1977: Effects of residues of polychlorinated biphenyl Aroclor 1254 on sensitivity of rainbow trout to selected environmental contaminants. - *Progressive Fish-Culturist* 39: 150.
- BLAXTER, J. H. S. 1969: Development: eggs and larvae. - *Teoksessa: HOAR, W. S. & RANDALL, D. J. (toim.), Fish physiology III: 177-252. New York / Lontoo.*
- BLÖMQVIST, H., HILTUNEN, T., PESSALA, B. & RYTSÄ, E. 1977: Torjunta-aineet 1977. - 81 s. Kasvinsuojelulaitos, Vantaa.
- BRAATEN, B., MØLLERUD, E. E. & SOLEMDAL, P. 1972: The influence of some byproducts from vinylchloride production on fertilization, development and larval survival on plaice, cod and herring eggs. - *Aquaculture* 1: 81-90.
- BRAFIELD, A. E. & MATTHIESSEN, P. 1976: Oxygen consumption by sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* L.) exposed to zinc. - *J. Fish Biol.* 9: 359-370.

- BROMAGE, N. R. & FUCHS, A. 1976: A histological study of the response of the interrenal cells of the goldfish (*Carassius auratus*) to treatment with sodium lauryl sulphate. - *J. Fish Biol.* 9: 529-535.
- BROWN, V. M., JORDAN, D. H. M. & TILLER, B. A. 1967: The effect of temperature on the acute toxicity of phenol to rainbow trout in hard water. - *Water Research* 1: 587-594.
- , MITROVIC, V. V. & STARK, G. T. C. 1968: Effects of chronic exposure to zinc on toxicity of a mixture of detergent and zinc. - *Water Research* 2: 255-263.
- , SHAW, T. L. & SHURBEN, D. G. 1974: Aspects of water quality of copper to rainbow trout. - *Water Research* 8: 797-803.
- BRUNGS, W. A. 1971: Chronic effects of constant elevated temperature on the fathead minnow (*Pimephales promelas Rafinesque*). - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 100: 659-664.
- 1973: Continuous-flow bioassay with aquatic organisms: procedures and applications. - Teoksessa: CAIRNS, J., Jr. & DICKSON, K. L. (toim.), *Biological methods for the assessment of water quality*, ASTM STP 528: 117-126.
- & CARLSON, R. W., HORNING, W. B., II, McCORMICK, J. H. SPEHAR, R. L. & YOUNT, J. D. 1978: Effects of pollution on freshwater fish. - *J. Water Pollut. Control Feder.* 50: 1582-1637.
- , GECKLER, J. R. & GAST, M. 1976: Acute and chronic toxicity of copper to the fathead minnow in a surface water of variable quality. - *Water Research* 10: 37-43.
- & JONES, B. R. 1977: Temperature criteria for freshwater fish: protocol and procedures. - EPA-600/3-77-061, U. S. Environmental Protection Agency, 130 s.
- , McCORMICK, J. H., NEIHEISEL, T. W., SPEHAR, R. L., STEPHAN, C. E. & STOKES, G. N. 1977: Effects of pollution on freshwater fish. - *J. Water Pollut. Control Feder.* 49: 1425-1493.
- BURDICK, G. E., DEAN, H. J. & HARRIS, E. J. 1958: Toxicity of cyanide to brown trout and smallmouth bass. - *N. Y. Fish Game J.* 5: 133-163.

- BURKHALTER, D. E. & KAYA, C. E. 1977: Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilized eggs and sac fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - Trans. Amer. Fish. Soc. 106: 470-475.
- BURTON, D. T. 1977: General test conditions and procedures for chlorine toxicity tests with estuarine and marine macro-invertebrates and fish. - Chesapeake Science 18: 130-136.
- CAIRNS, J., Jr. HEATH, A. G. & PARKER, B. C. 1975a: The effects of temperature upon the toxicity of chemicals to aquatic organisms. - Hydrobiologia 47: 135-171.
- , HEATH, A. G. & PARKER, B. C. 1975b: Temperature influence on chemical toxicity to aquatic organisms. - J. Water Pollut. Control Feder. 47: 267-280.
- CARDWELL, R. D. 1973: Acute toxicity of no. 2 diesel oil to selected species of marine invertebrates, marine sculpins, and juvenile salmon. - Ph. D. Thesis, University of Washington, Seattle, 124 s.
- , FOREMAN, D. G., PAYNE, T. R. & WILBUR, D. J. 1976: Acute toxicity of selected toxicants to six species of fish. - EPA-600/3-76-008, U. S. Environmental Protection Agency, 117 s.
- CARLSON, A. R. 1971: Effects of long-term exposure to carbaryl (Sevin) on survival, growth, and reproduction of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 583-587.
- CASSELMAN, J. M. & HARVEY, H. H. 1975: Selective fish mortality resulting from winter oxygen. - Verh. Intern. Ver. Limnol. 19: 2418-2429.
- CECH, J. J., Jr., BRIDGES, D. W., ROWELL, D. M. & BALZER, P. J. 1976: Cardiovascular responses of winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus* (Walbaum), to acute temperature increase. - Canad. J. Zool. 54: 1383-1388.
- CHRISTENSEN, G. M. 1975: Biochemical effects of methylmercuric chloride, and lead nitrate on embryos and alevins of the brook trout, *Salvelinus fontinalis*. - Toxicol. Appl. Pharmacol. 32: 191-197.
- COLT, J. & TCHOBANOGLOUS, G. 1976: Evaluation of short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. - Aquaculture 8: 209-224.

- The Committee on Methods for Toxicity Tests with Aquatic Organisms 1975: Methods for acute toxicity tests with fish, macroinvertebrates, and amphibians. EPA-660/3-75-009. U. S. Environmental Protection Agency, 61 s.
- COOK, R. H. & COTE, R. P. 1972: The influence of humic acids on the toxicity of copper and zinc to juvenile Atlantic salmon as derived by the toxic unit concept. - Manuscript Report No. 72-5. Physiol. Testing Lab., Water Surveill. Unit. Environ. Protect. Serv., Halifax, Nova Scotia.
- COUCH, J. A. 1975: Histopathological effects of pesticides and related chemicals on the livers of fishes. - Teoksessa: RIBELIN, W. E. & MIGAKI, G. (toim.), The pathology of fishes: 559-584. Wisconsin / Lontoo.
- CPAR 1976: Effect of pH on bioassays in fresh and seawater. - CPAR Project Report 402-1. Environment Canada Forestry Service, Ottawa, 75 s.
- CRADDOCK, D. R. 1977: Acute toxic effects of petroleum on arctic and subarctic marine organisms. - Teoksessa: MALINS, D. C. (toim.), Effects of petroleum on arctic and subarctic marine organisms II. Biological effects: 1-93. New York / San Francisco / Lontoo.
- CRAIGIE, D. E. 1963: An effect of water hardness in the thermal resistance of the rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. - J. Zool. 41: 825-830.
- DAVIES, P. H., GOETTL, J. P., Jr., SINLEY, J. R. & SMITH, N. F. 1976: Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout *Salmo gairdneri*, in hard and soft water. - Water research 10: 199-206.
- DAVIS, J. C. 1973: Sublethal effects of bleached kraft pulp mill effluent on respiration and circulation in sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 30: 369-377.
- & HOOS, R. A. W. 1975: Use of sodium pentachlorophenate and dehydroabiatic acid as reference toxicants for salmonid bioassays. - J. Fish. Res. Bd. Canada 30: 1565-1573
- DAWSON, G. W., JENNINGS, A. L., DROZDOWSKI, D. & RIDER, E. 1977: The acute toxicity of 47 industrial chemicals to fresh and saltwater fishes. - J. Hazardous Materials 1 (1975/77): 303-318.

- DAYE, P. G. & GARSIDE, E. T. 1976: Histopathologic changes in surficial tissues of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), exposed to acute and chronic levels of pH. - *Canad. J. Zool.* 54: 2140-2155.
- & GARSIDE, E. T. 1977: Lower lethal levels of pH for embryos and alevins of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. - *Canad. J. Zool.* 55: 1504-1508.
- DOUDOROFF, F. 1976: Toxicity to fish of cyanides and related compounds. A review. - EPA-600/3-76-038, U. S. Environmental Protection Agency, 155 s.
- 1977: Keynote address - reflections on pickle-jar ecology. - Teoksessa: CAIRNS, J., Jr., DICKSON, K. L. & WESTLAKE, G. F. (toim.), Biological monitoring of water and effluent quality, ASTM STP 607: 3-19.
- & SHUMWAY, D. L. 1970: Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. - *FAO Fish. Techn. Pap.* 86: 291 s.
- DOWNING, K. M. 1954: The influence of dissolved oxygen concentration on the toxicity of potassium cyanide to rainbow trout. - *J. Exper. Biol.* 31: 161-164.
- & MERKENS, J. C. 1955: The influence of dissolved-oxygen concentration on the toxicity of un-ionized ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson). - *Ann. Appl. Biol.* 43: 243-246.
- DRAGOMIRESCU, A., RAILEANU, L. & ABABEI, L. 1975: The effect of carbetox on glycolysis and the activity of some enzymes in carbohydrate metabolism in the fish and rat liver. - *Water Reseach* 9: 205-209.
- DRUMMOND, R. A., SPOOR, W. A. & OLSON, G. F. 1973: Some short-term indicators of sublethal effects of copper on brook trout, *Salvelinus fontinalis*. - *J. Fish. Res. Bd. Canada* 30: 698-701.
- EATON, J. G. 1974: Chronic cadmium toxicity to the bluegill (*Lepomis macrochirus* Rafinesque). - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 103: 729-735.
- , McKIM, J. M. & HOLCOMBE, G. W. 1978: Metal toxicity to embryos and larvae of seven freshwater fish species - I. Cadmium. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 95-103.

- EIFAC 1964: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. - EIFAC Technical Paper 1: 21 s.
- 1968: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on water temperature and inland fisheries based mainly on Slavonic literature. - EIFAC Technical Paper 6: 32 s.
- 1969: Water quality criteria for European freshwater fish. Extreme pH values and inland fisheries. - Water Research 3: 593-611.
- 1972: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on monohydric phenols and inland fisheries. - EIFAC Technical Paper 15.
- 1973a: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on ammonia and inland fisheries. - Water Research 7: 1011-1022.
- 1973b: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on dissolved oxygen and inland fisheries. - EIFAC Technical Paper 19: 10 s.
- 1973c: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on chlorine and freshwater fish. - EIFAC Technical Paper 20: 11 s.
- 1973d: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on zinc and freshwater fish. - EIFAC Technical Paper 21: 22 s.
- 1975: Report on fish toxicity procedures. - EIFAC Technical Paper 24: 25 s.
- 1976: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on copper and freshwater fish. - EIFAC Technical Paper 27.
- 1977a: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on cadmium and freshwater fish. - EIFAC Technical Paper 30: 21 s.
- 1977b: The effects of zinc and copper pollution on the salmonid fisheries in a river and lake system in central Norway. - EIFAC Technical Paper 29: 34 s.
- EISLER, R. & EDMUNDS, P. H. 1966: Effects of endrin on blood and tissue chemistry of a marine fish. - Trans. Amer. Fish. Soc. 95: 153-159.

- ELLER, L. L. 1971: Histopathologic lesions in cutthroat trout (*Salmo clarki*) exposed chronically to the insecticide endrin. - Amer. J. Pathol. 64: 321-336.
- ENCKELL, E. 1977: Teollisuuden vesitilasto 1973-1974. - Vesi-hallitus. Tiedotus 131: 1-118.
- FAO 1977: Manual of methods in aquatic environment research. Part 4. Bases for selecting biological tests to evaluate marine pollution. - FAO Fish. Techn. Pap. 164: 1-31.
- FOGELS, A. & SPRAGUE, J. B. 1977: Comparative short-term tolerance of zebrafish, flagfish, and rainbow trout to five poisons including potential reference toxicants. - Water Reseach 11: 811-817.
- FREEMAN, H. C. & IDLER, D. R. 1975: The effect of polychlorinated biphenyl on steroidogenesis and reproduction in the brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - Canad. J. Biochem. 53: 666-670.
- FUJIYA, M. 1961: Effects of kraft pulp mill wastes on fish. - J. Water Pollut. Control Feder. 33: 968-977.
- GARDNER, G. R. & YEVICH, P. P. 1970: Histological and hematological responses of an estuarine teleost to cadmium. - J. Fish. Res. Bd. Canada 27: 2185-2196.
- GESAMP 1977: Impact of oil on marine environment. - Reports and Studies GESAMP 6: 1-250.
- GROTHER, D. R. & EATON, J. W. 1975: Chlorine-induced mortality in fish. - Trans. Amer. Fish. Soc. 104: 800-802.
- GRUGER, E. H., Jr., HRUBY, T. & KARRICK, N. L. 1976: Sublethal effects of structurally related tetrachloro-, pentachloro-, and hexachlorobiphenyl on juvenile coho salmon. - Environ. Sci. Technol. 10: 1033-1037.
- HALE, J. G. 1977: Toxicity of metal mining wastes. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 17: 66-73.
- HALTER, M. T. & JOHNSON, H. E. 1974: Acute toxicity of a polychlorinated biphenyl (PCB) and DDT alone and in combination to early stages of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 31: 1543-1547.

- HANSEN, D. J., SCHIMMEL, S. C. & FORESTER, J. 1977: Endrin: effects on the entire life cycle of a saltwater fish, *Cyprinodon variegatus*. - J. Toxicol. Environ. Health 3: 721-733.
- HASCHEMEYER, A. E. V. 1973: Control of protein synthesis in the acclimation of fish to environmental temperature changes. Teoksessa: CHAVIN, W. (toim.), Responses of fish to environmental changes: 3-30. Springfield.
- HAWKES, J. W. 1977: The effects of petroleum hydrocarbon exposure on the structure of fish tissues. - Teoksessa: WOLFE, D. A. (toim.), Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms: 115-128. Oxford/New York/Toronto/Sydney/Pariisi/Frankfurt.
- HEINONEN, P. 1972: Jätevesien vaikutus järvien rehevöittäjänä. - Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 5: 87 s.
- 1974: Vesiensuojelun ja vesistötutkimuksen perusteita. - 174 s. Helsinki.
- HENDERSON, C. & PICKERING, Q. H. 1957: Toxicity of organic phosphorus insecticides to fish. - Trans. Amer. Fish. Soc. 87: 39-51.
- HICKS, D. B. & DeWITT, J. W. 1971: Effects of dissolved oxygen on kraft pulp mill effluent toxicity. - Water Research 5: 693-701.
- HODSON, P. V., BLUNT, B. R., SPRAY, D. J. & AUSTEN, K. 1977: Evaluation of erythrocyte δ -amino levulinic acid dehydratase activity as a short-term indicator in fish of a harmful exposure to lead. - J. Fish. Res. Bd. Canada 34: 501-508.
- & SPRAGUE, J. B. 1975: Temperature-induced changes in acute toxicity of zinc to Atlantic salmon. - J. Fish. Res. Bd. Canada 32: 1-10.
- HOKANSON, K. E. F. & SMITH, L. L., Jr. 1971: Some factors influencing toxicity of linear alkylate sulfonate (LAS) to the bluegill. - Trans. Amer. Fish. Soc. 100: 1-12.
- HOLCOMBE, G. W., BENOIT, D. A., LEONARD, E. N. & McKIM, J. M. 1976: Long-term effects of lead exposure on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 33: 1731-1741.

- HOLDEN, A. V. 1973: Effects of pesticides on fish. - Teoksessa: EDWARDS, C. A. (toim.), Environmental pollution by pesticides: 213-253. Lontoo / New York.
- HOLMBERG, B., JENSEN, S., LARSSON, Å., LEWANDER, K. & OLSSON, M. 1972: Metabolic effects of technical pentachlorophenol (PCB) on the eel *Anguilla anguilla* L. - Comp. Biochem. Physiol. 43B: 171-183.
- HOWARD, T. E. & WALDEN, C. C. 1974: Measuring stress in fish exposed to pulp mill effluents. - Tappi 57: 133-135.
- HUGHES, G. K. & ADENEY, R. J. 1977: The effects of zinc on the cardiac and ventilatory rhythms of rainbow trout (*Salmo gairdneri*, Richardson) and their responses to environmental hypoxia. - Water Research 11: 1069-1077.
- & MORGAN, M. 1973: The structure of fish gills in relation to their respiratory function. - Biological Reviews 48: 419-475.
- HUNN, J. B. 1972: The effects of exposure to thanite on the blood chemistry of carp. - Progressive Fish-Culturist 34: 81-84.
- HÄSÄNEN, E. 1978: Itämeren ympäristömyrkyt ja radioaktiiviset aineet. - Suomen Luonto 3-4: 170-171.
- ICES / SCOR 1977: Studies of the pollution of the Baltic Sea. - Cooperative Research Report 63: 97 s.
- ITO 1973: Studies on the influence of PCB on aquatic organisms. - II. Changes in blood characteristics and plasma enzyme activities of carp. - Bull. Jap. Soc. Csient. Fish. 39: 1135-1138.
- JACKIM, E., HANLIN, J. M. & SONIS, S. 1970: Effects of metal poisoning in five liver enzymes in the killfish (*Fundulus heteroclitus*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 27: 383-390.
- JOHANSSON, N. & KIHLSSTRÖM, J. E. 1975: Pikes (*Esox lucius* L.) shown to be affected by low pH values during first weeks after hatching. - Environmental Research 9: 12-17.
- , LARSSON, Å. & LEWANDER, K. 1972: Metabolic effects of PCB (polychlorinated biphenyls) on the brown trout (*Salmo trutta*). - Comp. Gen. Pharmacol. 3: 310-314.

- JOHNSON, D. W. 1968: Pesticides and fishes. A review of selected literature. - Trans. Amer. Fish. Soc. 97: 398-424.
- JONES, B. F., WARREN, C. E., BOND, C. E. & DOUDOROFF, P. 1956: Stream pollution. Avoidance reactions of salmonid fishes to pulp mill effluent. - Sewage Industrial Wastes 28: 1403-1413.
- KATZ, M. 1971a: The effects of pollution upon aquatic life. - Teoksessa: CIACCIO, L. L. (toim.), Water and water pollution handbook I: 297-328.
- 1971b: Toxicity bioassay techniques using aquatic organisms - Teoksessa: CIACCIO, L. L. (toim.), Water and water pollution handbook II: 763-800.
- KAUPPI, L. 1975: Orgaanisen aineen huuhtoutuminen ja siihen vaikuttavat tekijät. - Vesihallitus. Tiedotus 84: 72 s.
- KELSO, J. R. M. 1977: Density, distribution, and movement of Nipigon Bay fishes in relation to a pulp and paper mill effluent. - J. Fish. Res. Bd. Canada 34: 879-885.
- KEMP, H. T., LITTLE, R. L., HOLOMAN, V. L. & DARBY, R. L. 1973: Water quality criteria data book V. Effects of chemicals on aquatic life. - U. S. Environmental Protection Agency, 511 s.
- KENDALL, M. W. 1977: Acute effects of methyl mercury toxicity in channel catfish (*Ictalurus punctatus*) liver. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18: 143-151.
- KIMERLE, R. A. & SWISHER, R. D. 1977: Reduction of aquatic toxicity of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) by biodegradation. - Water Research 11: 31-37.
- KINKADE, M. L. & ERDMAN, H. E. 1975: The influence of hardness components (Ca^{2+} and Mg^{2+}) in water on the uptake and concentration of cadmium in a simulated freshwater ecosystem. - Environmental Research 10: 308-313.
- KINNE, O. & ROSENTHAL, H. 1967: Effects of sulfuric water pollutants on fertilization, embryonic development and larvae of the herring, *Clupea harengus*. - Marine Biology 1: 65-83.

- KIVIRANTA, A. 1975: Maa- ja metsätalouden torjunta-aineiden käytöstä Suomessa ja tärkeimpien yhdisteryhmien vaikutuksista vesissä. - Vesihallitus. Tiedotus 100: 121 s.
- KOCH, R. B., DESAIAH, D., YAP, H. H. & CUTKOMP, L. K. 1972: Polychlorinated biphenyls: effect of long-term exposure on ATPase activity in fish, *Pimephales promelas*. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 7: 87-92.
- KOENST, W. M., SMITH, L. L., Jr. & BRODERIUS, S. J. 1977: Effect of chronic exposure of brook trout to sublethal concentrations of hydrogen cyanide. - Environ. Sci. Technol. 11: 883-887.
- KOYAMA, J. & ITAZAWA, Y. 1977: Effects of oral administration of cadmium on fish - I. Analytical results of the blood and bones. - Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 43: 523-526.
- KRISTOFFERSSON, R., BROBERG, S., OIKARI, A. & PEKKARINEN, M. 1974: Effect of a sublethal concentration of phenol on some blood plasma enzyme activities in the pike (*Esox lucius* L.) in brackish water. - Ann. Zool. Fennici 11: 220-223.
- KUHNHOLD, W. W. 1972: The influence of crude oil on fish fry. - Teoksessa: RUIVO, M. (toim.), Marine pollution and sea life: 315-318. Lontoo.
- LANDNER, L. 1976: Svårnedbrytbara, toxiska ämnen från pappers- och cellulosaindustrin. - Organiska miljögifter i vatten. Tofte nordiska symposiet om vattenforskning, Visby 1976. NORDFORSK Miljövårdssekreteriatet Publikation 1976 (2): 127-150.
- , MARTIN, A.-L. & SKOGLUND, P.-O. 1973: Jämförande undersökning av i pappersindustrin använda slembekämpningsmedel. Delrapport 1. Akut toxicitet gentemot vattenlevande organismer. - IVL Publ. B 178, 33 s.
- LANE, C. E. & SCURA, E. D. 1970: Effects of dieldrin on glutamic oxaloacetic transaminase in *Poecilia latipinna*. - J. Fish. Res. Bd. Canada 27: 1869-1871.
- LARSON, G. L., HUTCHINS, F. E. & LAMPERTI, L. P. 1977b: Laboratory determination of acute and sublethal toxicities of inorganic chloramines to early life stages of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). - Trans. Amer. Fish. Soc. 106: 268-277.

- LARSON, G. L., HUTCHINS, F. E. & SHLESHINGER, D. A. 1977a: Acute toxicity of inorganic chloramines to early life stages of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - J. Fish Biol. 11: 595-598.
- LEACH, J. M. & TUKKORE, A. N. 1975: Isolation and identification of constituents toxic to juvenile rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in caustic extraction effluents from craft pulpmill bleac plants. - J. Fish. Res. Bd. Canada 32: 1249-1257.
- LEDUC, G. 1978: Deleterious effects of cyanide on early life stages of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 35: 166-174.
- LEHTONEN, H. 1973: Kalojen jäämäainepitoisuuksista Helsingin merialueella ja muualla Itämeressä. - Ympäristö ja Terveys 4: 847-851.
- LEIVESTAD, H. & MUNIZ, I. P. 1976: Fish kill at low pH in a Norwegian river. - Nature 259: 391-392.
- LETT, P. F., FARMER, G. J. & BEAMISH, F. W. H. 1976: Effect of copper on some aspects of the bioenergetics of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 33: 1335-1342.
- LEWIS, F. G., III & LIVINGSTON, R. J. 1977: Avoidance of bleached kraft pulpmill effluent by pinfish (*Lagodon rhomboides*) and gulf killfish (*Fundulus grandis*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 34: 568-570.
- LINDÉN, O. 1974: Effects of oil spill dispersants on the early development of Baltic herring. - Ann. Zool. Fennici 11: 141-148.
- LINKO, R. R., KAITARANTA, J., RANTAMÄKI, P. & ERONEN, L. 1974: Occurrence of DDT and PCB compounds in Baltic herring and pike from the Turku archipelago. - Environmental Pollution 7: 193-207.
- LLOYD, R. 1961: Effect of dissolved oxygen concentrations on the toxicity of several poisons to rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson). - J. Exp. Biol. 38: 447-455.
- 1972: Problems in determining water quality criteria for freshwater fisheries. - Proc. R. Soc. London B. 180: 439-449.

- LLOYD, R. & HERBERT, D. W. M. 1960: The influence of carbon dioxide on the toxicity of un-ionized ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson). - *Ann. Appl. Biol.* 48: 399-404.
- & HERBERT, D. W. M. 1962: The effect of the environment on the toxicity of poisons to fish. - *Inst. Public Health Engineers J.* 61: 132-145.
- & ORR, L. D. 1969: The diuretic response by rainbow trout to sub-lethal concentrations of ammonia. - *Water Research* 3: 335-344.
- LOCH, J. S. & MacLEOD, J. S. 1974: Factors affecting acute toxicity bioassays with pulp mill effluent. - *Fish. Mar. Serv. Techn. Rep. Ser. CEN/T-74-2*: 31 s.
- LOCKHART, W. L., UTHE, J. F., KENNEDY, A. R. & MEHRLE, P. M. 1972: Methylmercury in northern pike (*Esox lucius*): distribution, elimination, and some biochemical characteristics of contaminated fish. - *J. Fish. Res. Bd. Canada* 29: 1519-1523.
- LORZ, H. W. & McPHERSON, B. P. 1976: Effects of copper and zinc in fresh water on the adaptation to sea water and ATPase activity, and the effects of copper on migratory disposition of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). - *J. Fish. Res. Bd. Canada* 33: 2023-2030.
- & McPHERSON, B. P. 1977: Effects of copper and zinc on smoltification of coho salmon. - EPA-600/3-77-032, U. S. Environmental Protection Agency, 69 s.
- LUNN, C. R., TOEWS, D. P. & PREE, D. J. 1976: Effects of three pesticides of respiration, coughing, and heart rates of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). - *Canad. J. Zool.* 54: 214-219.
- MACEK, K. J., BUXTON, K. S., DERR, S. K., DEAN, J. W. & SAUTER, S. 1976a: Chronic toxicity of lindane to selected aquatic invertebrates and fishes. - EPA-600/3-76-046, U. S. Environmental Protection Agency, 50 s.
- , BUXTON, K. S., SAUTER, S., GNILKA, S. & DEAN, J. W. 1976b: Chronic toxicity of atrazine to selected aquatic invertebrates and fishes. - EPA-600/3-76-047, U. S. Environmental Protection Agency, 50 s.

- MACEK, K. J., HUTCHINSON, C. & COPE, O. B. 1969: The effects of temperature on the susceptibility of bluegills and rainbow trout to selected pesticides. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 4: 174-183.
- & SLEIGHT, B. H., III 1977: Utility of toxicity tests with embryos and fry of fish in evaluating hazards associated with the chronic toxicity of chemicals to fishes. - Teoksessa: MAYER, F. L. & HAMELINK, J. L. (toim.), Aquatic toxicology and hazard evaluation, ASTM STP: 634: 137-146.
- MacLEOD, J. C. & PESSAH, E. 1973: Temperature effects on mercury accumulation, toxicity, and metabolic rate in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 30: 485-492.
- MALINS, D. C. (toim.) 1977: Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms II. - Biological effects. - 500 s. New York/San Francisco/Lontoo.
- MARKING, L. L. & BILLS, T. D. 1977: Chlorine: its toxicity to fish and detoxification of antimycin. - Investig. Fish Control 74, U. S. Dept. Int., Fish Wildlife Serv., Washington, 5 s.
- MAYER, F. L., MEHRLE, P. M. & SANDERS, H. O. 1977: Residue dynamics and biological effects of polychlorinated biphenyls in aquatic organisms. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 5: 501-511.
- McCARTY, L. S., HENRY, J. A. C. & HOUSTON, A. H. 1978: Toxicity of cadmium to goldfish, *Carassius auratus*, in hard and soft water. - J. Fish. Res. Bd. Canada 35: 35-42.
- & HOUSTON, A. H. 1976: Effects of exposure to sublethal levels of cadmium upon water-electrolyte status in the goldfish (*Carassius auratus*). - J. Fish Biol. 9: 11-19.
- McFARLANE, G. A. & FRANZIN, W. G. 1978: Elevated heavy metals: a stress on a population of white suckers, *Catostomus commersoni*, in Hamell Lake, Saskatchewan. - J. Fish. Res. Bd. Canada 35: 963-970.
- McINGVALE, C. R., LUDKE, L. & FERGUSON, D. E. 1968: Oxygen consumption of endrin-susceptible and endrin-resistant *Gambusia* during sublethal and acute endrin exposure. - J. Mississippi Acad. Sci. 14: 116-121.

- McKIM, J. M. 1977: Evaluation of tests with early life stages of fish for predicting long-term toxicity. - J. Fish. Res. Bd. Canada 34: 1148-1154.
- & BENOIT, D. A. 1971: Effects of long-term exposures to copper on survival, growth, and reproduction of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 28: 655-622.
 - , CHRISTENSEN, G. M. & HUNT, E. P. 1970: Changes in the blood of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) after short-term and long-term exposure to copper. - J. Fish. Res. Bd. Canada 27: 1883-1889.
 - , EATON, J. G. & HOLCOMBE, G. W. 1978: Metal toxicity to embryos and larvae of eight species of freshwater fish - II: copper. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 608-616.
 - , OLSON, G. F., HOLCOMBE, G. W. & HUNT, E. P. 1976: Long-term effects of methylmercuric chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): toxicity, accumulation, distribution, and elimination. - J. Fish. Res. Bd. Canada 33: 2726-2739.
- McLEAY, D. J. 1973: Effects of a 12-hr and 25-day exposure to pulp mill effluent on the blood and tissues of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 30: 395-400.
- 1975: Sensitivity of blood cell counts in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to stressors including sublethal concentrations of pulp mill effluent and zinc. - J. Fish. Res. Bd. Canada 32: 2357-2364.
 - 1976: A rapid method for measuring the acute toxicity of pulp mill effluents and other toxicants to salmonid fish at ambient room temperature. - J. Fish. Res. Bd. Canada 33: 1303-1311.
 - 1977: Development of a blood sugar bioassay for rapidly measuring stressful levels of pulp mill effluent to salmonid fish. - J. Fish. Res. Bd. Canada 34: 477-485.

- McLEAY, D. J. & BROWN, D. A. 1974: Growth stimulation and biochemical changes in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) exposed to bleached kraft pulp mill effluent for 200 days. - J. Fish. Res. Bd. Canada 31: 1043-1049.
- & BROWN, D. A. 1975: Effects of acute exposure to bleached kraft pulp mill effluent on carbohydrate metabolism of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) during rest and exercise. - J. Fish. Res. Bd. Canada 32: 753-760.
- & GORDON, M. R. 1977: Leucocrit: a simple hematological technique for measuring acute stress in salmonid fish, including stressful concentrations of pulp mill effluent. - J. Fish. Res. Bd. Canada 34: 2164-2175.
- MENENDEZ, R. 1976: Chronic effects of reduced pH on brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 33: 118-123.
- MIDDELRAAD, I. & WILSON, M. A. 1974: The effect of hardness on the toxicity to fish of pulp mill effluents. - CPAR Project Report 330-1. Environment Canada Forestry Service, 31 s.
- MITROVIC, V. V., BROWN, V. M., SHURBEN, D. G. & BERRYMAN, M. H. 1968: Some pathological effects of sub-acute and acute poisoning of rainbow trout by phenol in hard water. - Water Research 2: 249-254.
- MOUNT, D. I. 1977: Present approaches to toxicity testing - a perspective. - Teoksessa: MAYER, F. L. & HAMELINK, J. L. (toim.), Aquatic toxicology and hazard evaluation, ASTM STP 634: 5-14. Philadelphia.
- & STEPHAN, C. E. 1967: A method for establishing acceptable toxicant limits for fish - malathion and the butoxyethanol ester of 2,4-D. - Trans. Amer. Fish. Soc. 96: 185-193.
- MUDGE, J. E., DIVELY, J. L., NEFF, W. H. & ANTHONY, A. 1977: Interrenal histochemistry of acid-exposed brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill). - Gen. Comp. Endocrinol. 31: 208-215.
- MUKHERJEE, S. & BHATTACHARYA, S. 1975a: Histopathological lesions in the hepatopancreas of fishes exposed to industrial pollutants. - Indian J. Exp. Biol. 13: 571-573.

- MUKHERJEE, S. & BHATTACHARYA, S. 1975: Changes in the kidney peroxidase activity in fish exposed to some industrial pollutants. - Environ. Physiol. Biochem. 5: 300-307.
- MURPHY, P. G. 1970: Effects of salinity on uptake of DDT, DDE and DDD by fish. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 5: 404-407.
- MUSSAARI, I. 1974: Maatalous ja sen vaikutus vesistöjen kuormittajana Lounais-Suomessa. - Vesihallitus. Tiedotus 79: 231 s.
- NESTEL, H. & BUDD, J. 1975: Chronic oral exposure of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) to a polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254): pathological effects. - Canad. J. Comp. Med. 39: 208-215.
- OIKARI, A. & SOIVIO, A. 1977: Physiological condition of fish exposed to water containing pulp and paper industry wastes and sewage. - Teoksessa: ALABASTER, J. S. (toim.), Biological monitoring of inland fisheries: 89-96. Lontoo.
- PAASIVIRTA, J., HATTULA, M-L. & SÄRKKÄ, J. 1975: Päijänteen ravintoketjujen myrkyjäätutkimus. - Moniste, Jyväskylän yliopisto, 156 s.
- PAGENKOPF, G. K., RUSSO, R. C. & THURSTON, R. V. 1974: Effect of complexation on toxicity of copper to fishes. - J. Fish. Res. Bd. Canada 31: 462-465.
- PASCOE, D. CRAM, P. 1977: Effect of parasitism on toxicity of cadmium to 3-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.). - J. Fish Biol. 10: 467-472.
- & MATTEY, D. L. 1977: Studies on toxicity of cadmium to 3-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.). - J. Fish Biol. 11: 207-215.
- PATRICK, R., CAIRNS, J., Jr. & SCHEIER, A. 1968: The relative sensitivity of diatoms, snails, and fish to twenty common constituents of industrial wastes. - Progressive Fish-Culturist 30: 137-140.
- PATTEN, B. G. 1977: Sublethal biological effects of petroleum hydrocarbon exposures: fish. - Teoksessa: MALINS, D. C. (toim.), Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms II, Biological Effects: 319-335. New York / San Fransisco / Lontoo.

- PELTIER, W. 1978: Methods for measuring the acute toxicity of effluents to aquatic organisms. - EPA-600/4-78-012, U. S. Environmental Protection Agency, 51 s.
- PICKERING, Q. H. 1974: Chronic toxicity of nickel to the fathead minnow. - J. Water Pollut. Control Feder. 46: 760-765.
- , BRUNGS, W. & GAST, M. 1977: Effect of exposure time and copper concentration on reproduction of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). - Water Research 11: 1079-1083.
- & HENDERSON, C. 1966: Acute toxicity of some important petrochemicals to fish. - J. Water Pollut. Control Feder. 38: 1419-1429.
- PIONKE, H. B. & CHESTERS, G. 1973: Pesticide-sediment-water interactions. - J. Environ. Quality 2: 29-45.
- POELS, C. L. M. 1977: An automatic system for rapid detection of acute high concentration of toxic substances in surface water using trout. - Teoksessa: CAIRNS, J., Jr., DICKSON, K. L. & WESTLAKE, G. F. (toim.), Biological monitoring of water and effluent quality, ASTM STP 607: 85-95. Philadelphia.
- REHWOLDT, R. E., KELLEY, E. & MAHONEY, M. 1977: Investigations into the acute toxicity and some chronic effects of selected herbicides and pesticides on several fresh water fish species. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18: 361-365.
- REINERT, R., STONE, L. J. & WILLFORD, W. A. 1974: Effect of temperature on accumulation of methylmercuric chloride and p,p'DDT by rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 31: 1649-1652.
- RIBELIN, W. E. & MIGAKI, G. (toim.) 1975: The pathology of fishes. - 1004 s. Wisconsin / Lontoo.

- RICE, S. D. 1973: Toxicity and avoidance tests with Prudhoe Bay oil and pink salmon fry. - In: Proceedings of 1973 Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills, p. 667-670. American Petroleum Institute, Washington, D. C. (Ref. Malins, D. C. 1977.)
- ROGERS, I. H. 1973: Isolation and chemical identification of toxic components of kraft mill wastes. - Pulp Paper Mag. Canada 74: 111-116.
- , DAVIS, J. C., KRUYINSKI, G. M., MAHOOD, E. W., SERVICE, J. A. & GORDON, R. W. 1975: Fish toxicants in kraft effluents. - Tappi 58: 136-140.
- RUESINK, R. G. & SMITH, L. L., Jr. 1975: The relationship of the 96-hour LC_{50} to the lethal threshold concentration of hexavalent chromium, phenol, and sodium pentachlorophenate for fathead minnows (*Pimephales promelas* Rafinesque). - Trans. Amer. Fish. Soc. 104: 567-570.
- RUOPPA, M. 1977: Kemikaalien ja myrkköjen käyttöä vuonna 1974 koskeva tiedustelu. - Vesihallitus. Tiedotus 132: 61 s.
- SALMELA, K. 1978: Biologisen tarkkailun kokeilu Kymijoenla. - Vesihallitus. Tiedotus 148: 121 s.
- SCHIFFMAN, R. H. & FROMM, P. O. 1959: Chromium-induced changes in the blood of rainbow trout. - Sew. Ind. Wastes 31: 205-211.
- SELLERS, C. M., Jr., HEATH, A. G. & BASS, M. L. 1975: The effect of sublethal concentrations of copper and zinc on ventilatory activity, blood oxygen and pH in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - Water Research 9: 401-408.
- SEYMOUR, A. 1959: Effects of temperature upon the formation of vertebrae and fin rays in young chinook salmon. - Trans. Amer. Fish. Soc. 88: 58-69.
- SKIDMORE, J. F. 1970: Respiration and osmoregulation in rainbow trout with gills damaged by zinc sulphate. - J. Exp. Biol. 52: 481-494.
- & TOVELL, W. A. 1972: Toxic effects of zinc sulphate on the gills of rainbow trout. - Water Research 6: 217-230.
- SMART, G. 1976: The effect of ammonia exposure on gill structure of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - J. Fish Biol. 8: 471-475.

- SMITH, C. E. & PIPER, R. G. 1975: Lesions associated with chronic exposure to ammonia. - Teoksessa: RIBELIN, W. E. & MIGAKI, G. M. (toim.), The pathology of fishes: 497-514. Wisconsin / Lontoo.
- SMITH, E. J. & SYKORA, J. L. 1976: Early developmental effect of lime-neutralized iron hydroxide suspensions on brook trout and coho salmon. - Trans. Amer. Fish. Soc. 105: 308-312.
- SMITH, L. L., Jr., OSEID, D. M., KIMBALL, G. L. & ELKANDELGY, S. M. 1976: Toxicity of hydrogen sulfide to various life history stages of bluegill (*Lepomis macrochirus*). - Trans. Amer. Fish. Soc. 105: 442-449.
- SOMERO, G. N., YANCEY, P. H., CHOW, T. J. & SNYDER, C. B. 1977: Lead effects on tissue and whole organism respiration of the estuarine teleost fish, *Gillichthys mirabilis*. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 6: 349-354.
- SPRAGUE, J. B. 1969: Review paper. Measurement of pollutant toxicity to fish I. Bioassay methods for acute toxicity. - Water Research 3: 793-821.
- 1970: Review paper. Measurement of pollutant toxicity to fish. II. Utilizing and applying bioassay results. - Water Research 4: 3-32.
- 1971: Review paper. Measurement of pollutant toxicity to fish - III. Sublethal effects and "safe" concentrations. - Water Research 5: 245-266.
- 1973: The ABC's of pollutant bioassay using fish. - Teoksessa: CAIRNS, J., Jr. & DICKSON, K. L. (toim.), Biological methods for the assessment of water quality, ASTM STP 528: 6-30. Philadelphia.
- 1976: Current status of sublethal tests of pollutants on aquatic organisms. - J. Fish. Res. Bd. Canada 33: 1988-1992
- STRUHSAKER, J. W., ELDRIDGE, M. B. & ECHEVERRIA, T. 1974: Effects of benzene (a water-soluble component of crude oil) on eggs and larvae of Pacific herring and northern anchovy. - Teoksessa: VERNBERG, J. F. & VERNBERG, W. B. (toim.), Pollution and physiology of marine organisms: 253-284. New York.

- TAFANELLI, R. & SUMMERFELT, R. C. 1975: Cadmium-induced histopathological changes in goldfish. - Teoksessa: RIBELIN, W. E. & MIGAKI, G. (toim.), The pathology of fishes: 613-645. Wisconsin / Lontoo.
- THATCHER, T. C., SCHNEIDER, M. J. & WOLF, E. G. 1976: Bioassays on the combined effects of chlorine, heavy metals and temperatures on fishes and fish food organisms. I. Effects of chlorine and temperature on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15: 40-48.
- TIITANEN, K. & BLOMQUIST, H. 1977: Sales of pesticides in Finland in 1976. - Kemia-Kemi 4: 426-427.
- TOOBY, T. E., HURSEY, P. A. & ALABASTER, J. S. 1975: The acute toxicity of 102 pesticides and miscellaneous substances to fish. - Chemistry and Industry 21: 523-525.
- TRUMP, B. F., JONES, R. T. & SAHAPHONG, S. 1975: Cellular effects of mercury on fish kidney tubules. - Teoksessa: RIBELIN, W. E. & MIGAKI, G. (toim.), The pathology of fishes: 585-612. Wisconsin / Lontoo.
- TURNER, J. L. & FARLEY, T. C. 1971: Effects of temperature, salinity, and dissolved oxygen on the survival of striped bass eggs and larvae. - Calif. Fish Game 57: 268-273.
- WALSH, A. H. & RIBELIN, W. E. 1975: The pathology of pesticide poisoning. - Teoksessa: RIBELIN, W. E. & MIGAKI, G. (toim.), The pathology of fishes: 515-557. Wisconsin / Lontoo.
- Valtion luonnontieteellinen toimikunta 1975: Ympäristömyrkkytutkimus Suomessa. - Suomen Akatemia, Helsinki, 42 s.
- WARREN, C. E. 1971: Biology and water pollution control. - 434 s. Philadelphia / Lontoo / Toronto.
- VAUGHAN, B. E. 1973: Effects of oil and chemically dispersed oil on selected marine biota. Laboratory study. - Am. Pet. Inst. Publ. 4191, 32 s.
- WEBB, P. W. & BRETT, J. R. 1972: The effects of sublethal concentrations of whole bleached kraftmill effluent on the growth and food conversion efficiency of under-yearling sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 1555-1563.

- WEIS, J. S. & WEIS, P. 1977: Effects of heavy metals on development of the killfish, *Fundulus heteroclitus*. - J. Fish Biol. 11: 49-54.
- WERNER, A. E. & ROBINSON, J. 1978: Acute effects of wood-pulp on sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). - Water Air Soil Pollut. 9: 69-81.
- Vesihallitus 1975: Iisalmen reitin ekologinen vesitutkimus. - Vesihallitus. Tiedotus 97: 1-86.
- 1976a: Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta. - Vesihallituksen julkaisuja 16: 1-352.
- 1976b: Jätevesilietteen raskasmetalleista ja hygieenisistä määrityksistä Suomessa. - Vesihallitus. Tiedotus 112: 135 s.
- WHITTLE, D. M. & FLOOD, K. W. 1977: Assessment of the acute toxicity, growth impairment, and flesh tainting potential of a bleached kraft mill effluent on rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 34: 869-878.
- WILSON, K. W. 1975: The laboratory estimation of the biological effects of organic pollutants. - Proc. R. Soc. London B. 189: 459-477.
- WOBESER, G. 1975: Prolonged oral administration of methyl mercury chloride to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fingerlings. - J. Fish. Res. Bd. Canada 32: 2015-2023.
- VOIPIO, A., ERKOMAA, K., KARPPANEN, E., MÄKINEN, I. & TERVO, V. 1977: Eräiden raskaiden metallien ja orgaanoklooriyhdisteiden pitoisuudet Itämeren kaloissa ja pohjaeläimissä. - Ympäristö ja Terveys 2: 127-143.
- WOLFE, D. A. (toim.) 1977: Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine organisms and ecosystems. - 478 s. Oxford/New York/Toronto/Sydney/Pariisi/Frankfurt.
- WOODWARD, D. F. 1976: Toxicity of the herbicides dinoseb and picloram to cutthroat (*Salmo clarki*) and lake trout (*Salvelinus namaycush*). - J. Fish. Res. Bd. Canada 33: 1671-1676.
- VUORINEN, F. J. 1978a: Fennosan F 50-limantorjunta-aineen akuuttisti tappava myrkyllisyys taimenelle ja kirjolohelle. - Moniste, PuPro, Helsinki, 21 s.

- VUORINEN, P. J. 1978b: Muovitehtaan eräiden jätevesikomponenttien vaikutuksista järvitaimeneen (*Salmo trutta m. lacustris* L.) ja härkäsimppuun (*Myoxocephalus quadricornis* L.). - Pro gradu-tutkielma, Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos, fysiologian osasto.
- VUORINEN, M. & VUORINEN, P. J. 1978: Fennosan F 50-limantorjunta-aineen subletaaleista vaikutuksista järvitaimeneen. - Moniste, PuPro, Helsinki, 22 s.
- ZBANYSZEK, R. 1975: The effect of sulphates and phosphates (industrial wastes) on the mucopolysaccharides content of the gills of the eel *Anguilla anguilla* (L.). - *Acta Ichthyol. Piscat.* 5: 47-63.
- ZITKO, V. & CARSON, W. G. 1976: A mechanism of the effects of water hardness on the lethality of heavy metals to fish. - *Chemosphere* 5: 299-303.

**RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS,
KALANTUTKIMUSOSASTO**

MONISTETTUA JULKAISUJA

- No 3. VIHERVUORI, A. (toim.): Valtion kalanviljelyn III neuvottelupäivät 8.—9.5.1979 Laukaan Pitkäniemessä. Helsinki 1981. 90 s.
- No 4. HEIKINHEIMO-SCHMID, O.: Siian ravinnosta luonnontilaisessa ja säännöstellyssä järvessä. Helsinki 1982. 64 s.
- No 5. SEPPOVAARA, O.: Harjuksen (*Thymallus thymallus* L.) levinneisyys, biologia, kalastus ja hoitotoimet Suomessa. Helsinki 1982. 88 s.
- No 6. Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1982. Helsinki 1982. 146 s.
- No 7. AUVINEN, H., TOIVONEN, J., HEIKKINEN, T. ja MANNINEN, K.: Kalastus Vuoksen vesistön eteläosissa vuonna 1979. Helsinki 1983. 16 s.
- No 8. NIEMELÄ, E. ja HYNINEN, P. R.: Utsjoen tunturivesien kalakantojen hoitosuunnitelma. Helsinki 1983. 114 s.
- No 9. BÖHLING, P., LEHTONEN, H. ja VIITANEN, M.: Saaristomeren pohjoisosan kalatalouden nykytila. 1—85.
LEHTONEN, H., BÖHLING, P. ja HILDÉN, M.: Saaristomeren pohjoisosan kalavarat. 86—140. Helsinki 1983.
- No 10. SALOJÄRVI, K., HEIKINHEIMO-SCHMID, O. ja JUTILA, E.: Hyrynsalmen reitin kala- ja rapukannoille aiheutuneet vahingot ja niiden kompensointi. Helsinki 1983. 96 s.
- No 11. SALOJÄRVI, K., HEIKINHEIMO-SCHMID, O. ja VIHERVUORI, A.: Sotkamon reitin kala- ja rapukannoille aiheutuneet vahingot ja niiden kompensointi. Helsinki 1983. 99 s.
- No 12. WESTMAN, K., TUUNAINEN, P., JURVELIUS, J. and PURSIAINEN, M.: Country Report of Finland for the Intersessional Period 1978—1980. 1—25.
JURVELIUS, J., PURSIAINEN, M., WESTMAN, K. and TUUNAINEN, P.: Country Report of Finland for the Intersessional Period 1980—1982. 26—52. Helsinki 1983.
- No 13. Saaristomeren pohjoisosan kalatalouden kehittämissuunnitelma. Helsinki 1983. 48 s.
- No 14. VIHERVUORI, A. (toim.): Valtion kalanviljelyn IV neuvottelupäivät 9.—10.4.1980 Lammin biologisella asemalla. Helsinki 1983. 70 s.
- No 15. TOIVONEN, J., IKONEN, E., LINDSTRÖM, A., ALAPASSI, T. ja KOKKO, U.: Järvitaimenen merkittyjen poikasten istutukset Suomessa vuosina 1959—1969. Helsinki 1983. 226 s.
- No 16. Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1983. Helsinki 1983. 143 s.
- No 17. VIHERVUORI, A. (toim.): Valtion kalanviljelyn V neuvottelupäivät 2.—3.4.1981 Laukaan Pitkäniemessä. Helsinki 1984. 67 s.
- No 18. KOLJONEN, M—L.: Ihmisen toiminnan vaikutus lohen perinnölliseen rakenteeseen. Helsinki 1984. 39 s.
- No 19. KEINÄNEN, A.: Konneveden kalasto ja kalastus vuosina 1969—1970. Helsinki 1984. 55 s.
- No 20. PRUUKI, V.: Peledsiian (*Coregonus peled* (Gmelin)) ja planktonsiian (*Coregonus muksun* (Pallas)) kantojen arviointi ja istutusten kannattavuus kahdessa eteläsuomalaisessa pienjärvessä. Helsinki 1984. 55 s.
- No 21. Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1984. Helsinki 1984. 150 s.
- No 22. NIEMELÄ, E. ja NIEMELÄ, M.: Ulkopaikkakuntalaisten virkistyskalastus Tenojoen kalastusalueella Suomen puolella vuosina 1981 ja 1982. Helsinki 1984. 70 s.

SISÄLTÖ

VUORINEN, P.J., VUORINEN, M., NYHOLM, K., SOIVIO, A. ja OIKARI, A.: Fysiologisten menetelmien soveltaminen kalataloudellisten vahinkojen ja haittojen määrittämiseen	1—34
VUORINEN, P.J., VUORINEN, M. ja NYHOLM, K.: Vesistöihin joutuvien aineiden haitallisista vaikutuksista kaloihin ja vaikutusten tutkimusmenetelmistä	35—118
OIKARI, A., SOIVIO, A., VUORINEN, M., VUORINEN, P.J. ja NYHOLM, K.: Metsäteollisuuden jätevesistä ja jätevesikomponenteista sekä niiden vaikutuksista kaloihin	119—192
VUORINEN, P.J.: Rautaruukki Oy:n Rautavaaran kaivoksen jätevesien vaikutuksesta taimenen alkionkehitykseen ja poikasiin	193—206