

Mahdollisen öljyonnettomuuden vaikutukset Itämeren kaloihin ja kalatalouteen

Marja Keinänen, Jenni Kiiskinen, Mirva Turtiainen ja Pekka J. Vuorinen



RIISTA - JA KALATALOUS
TUTKIMUKSIA JA SELVITYKSIÄ

7/2012

RIISTA- JA KALATALOUS

TUTKIMUKSIA JA SELVITYKSIÄ

7 / 2 0 1 2

Mahdollisen öljyonnettomuuden vaikutukset Itämeren kaloihin ja kalatalouteen

Marja Keinänen, Jenni Kiiskinen, Mirva Turtiainen ja
Pekka J. Vuorinen



Julkaisija:
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Helsinki 2012

Kannen kuvat: Pekka J. Vuorinen ja Lauri Urho

Julkaisujen myynti:
www.rktl.fi/julkaisut
www.juvenes.fi/verkkokauppa

Pdf-julkaisu verkossa:
www.rktl.fi/julkaisut/
ISBN 978-951-776-910-5 (Painettu)
ISBN 978-951-776-911-2 (Verkkojulkaisu)

ISSN 1796-8887 (Painettu)
ISSN 1796-8895 (Verkkojulkaisu)

Painopaikka: Tampereen Yliopistopaino Oy – Juvenes Print

Sisälllys

Tiivistelmä	4
Sammandrag	5
Abstract	6
1. Johdanto.....	7
1.1. Itämeren öljynkuljetukset.....	7
1.2. Öljyonnettomuudet merialueilla.....	8
1.3. Tahalliset öljypäästöt Itämerellä	11
2. Öljyt, Itämeren erityispiirteet ja öljyonnettomuuksien riskit.....	13
2.1. Öljyjen koostumus	13
2.2. Öljyjen ominaisuudet vedessä	14
2.3. Öljyn käyttäytyminen Itämeren oloissa	15
2.4. Öljypitoisuus Itämeressä.....	16
2.5. Öljyonnettomuuksien riskit Itämerellä ja niiden pienentäminen.....	17
3. Öljyonnettomuuksien vaikutukset kaloihin ja kalakantoihin	18
3.1. Yleistä	18
3.2. PAH-yhdisteiden bioakkumulaatio, metabolia ja eliminaatio	22
3.3. Genotoksiset vaikutukset, apoptoosi, kudოსvauriot ja immunotoksisuus.....	23
3.4. Vaikutukset osmoregulaatioon, aineenvaihduntaan, kasvuun ja hormonijärjestelmään.....	25
3.5. Vaikutukset kalojen lisääntymiseen	25
3.5.1. Vaikutukset sukupuolihormoneihin ja lisääntymistoimintoihin.....	26
3.5.2. Vaikutukset varhaisiin kehitysvaiheisiin	27
3.6. Vaikutukset kalakantoihin.....	29
4. Öljyonnettomuuksien vaikutukset kalatalouteen	31
4.1. Vaikutukset kalastukseen, kalan laatuun sekä kalastus- ja vesiviljelyvälineisiin.....	31
4.2. Kieltojen ja muiden rajoitusten vaikutukset kalastukseen.....	33
4.3. Taloudelliset vaikutukset ja korvaukset.....	33
5. Öljyonnettomuuksien vaikutusten arviointi ja seuranta.....	35
6. Yhteenveto.....	37
Viitteet.....	39

Tiivistelmä

Tässä katsauksessa tarkastellaan öljyn vaikutuksia kaloihin ja mahdollisen öljyonnettomuuden vaikutuksia Itämeren kalakantoihin, kalastukseen sekä vesiviljelyyn, jotta voitaisiin nykyistä paremmin valmistautua mahdollisen öljyonnettomuuden lyhyt- ja pitkäaikaisten vaikutusten arviointiin. Itämeri on häiriöille erittäin herkkä merialue, jonka luontoa jatkuvasti kasvava laivaliikenne ja erityisesti öljynkuljetukset uhkaavat. Mittava öljyonnettomuus alueella voisi aiheuttaa vakavia seurauksia luonnolle yleensä ja tapauskohtaisesti luonnonvaroille sekä rannikkovaltioiden kalataloudelle. Vedessä öljy leviää, hajoaa, haihtuu tai se voi muodostaa veden kanssa kestäväen seoksen eli emulsion. Öljyn käyttäytymiseen vaikuttavat monet tekijät, kuten öljyn fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet, vuodenaika, sää- ja meriolot sekä öljyonnettomuuspaikka. Suomenlahdella kuljetetaan raakaöljyä, kevyitä ja raskaita öljytuotteita ja kaikissa laivoissa on polttoöljyä. Alkuperästä riippuen raakaöljyn koostumus ja ominaisuudet vaihtelevat suuresti. Raakaöljy koostuu hiilivetyjen seoksista, kuten alkaaneista ja aromaattisista hiilivedyistä. Raakaöljystä jalostetaan kevyitä öljytuotteita, kuten bensiiniä ja dieseliä. Jalostusprosessin jäännösöljyä kutsutaan raskaaksi polttoöljyksi. Öljy-yhdisteillä on sekä akuutteja että subletaaleja vaikutuksia kaloihin. Öljyn sisältämällä polyaromaattisilla hiilivedyillä (PAH) on mutageenisia ja karsinogeenisiä sekä haitallisia fysiologisia (immunologisia, endokriinisia ja osmoregulaatiivisia) vaikutuksia. Kalojen varhaiset kehitysvaiheet ovat erityisen herkkiä öljy-yhdisteiden vaikutuksille. Aikuisilla kaloilla PAH-yhdisteet vaikuttavat aineenvaihduntaan, kasvuun ja lisääntymiseen. Altistuminen PAH-yhdisteille voi johtaa kalakantojen koon muutoksiin ja sitä kautta vaikuttaa koko Itämeren eliöyhteisöön. Kalastajille ja vesiviljelijöille voi aiheutua taloudellisia tappioita merellä tapahtuvan öljyonnettomuuden seurauksena mm. kalojen tahriintumisesta sekä maku- ja hajuvirheistä ja kalojen vähenemisestä sekä ammatinharjoittamisen vaikeutumisesta tai estymisestä. Ennaltaehkäisy on varmin ja halvin keino estää suuren öljyonnettomuuden aiheuttamat vakavat seuraukset. Öljynkuljetusten ja meriliikenteen turvallisuutta on pyritty lisäämään erilaisten valvontajärjestelmien ja sopimusten, kuten alusten liikennejärjestelmän ja eri alueilla toimivien alusten pakollisen ilmoittautumisjärjestelmien, avulla sekä alusten rakennemuutoksilla, kuten kaksoispohjilla. Jotta öljyonnettomuuden vaikutuksia kaloihin ja kalakantoihin sekä palautumista onnettomuudesta pystytään arvioimaan, tarvitaan monipuolista biologista tietoa perustilanteesta.

Asiasanat: Itämeri, kalat, kalatalous, myrkyvaikutukset, PAH-yhdisteet, öljy, öljyonnettomuus

Keinänen, M., Kiiskinen, J., Turtiainen, M. & Vuorinen, P. J. 2012. Mahdollisen öljyonnettomuuden vaikutukset Itämeren kaloihin ja kalatalouteen. *Riista ja kalatalous – Tutkimuksia ja selvityksiä* 7/2012. 47 s.

Sammandrag

I denna översikt granskas oljans inverkan på fiskarna och effekterna av en eventuell oljeolycka på fiskbeståndet, fisket och akvakulturen i Östersjön. Syftet är att skapa bättre beredskap för bedömning av de kort- och långvariga konsekvenserna av en eventuell oljeolycka. Östersjön är ett havsområde som är mycket känsligt för störningar, och dess natur hotas av den kontinuerligt ökande fartygstrafiken och särskilt oljetransporterna. En omfattande oljeolycka på området skulle kunna medföra allvarliga konsekvenser för naturen i allmänhet och i enskilda fall för naturresurserna och kuststaternas fiskerihushållning. Oljan sprids, sönderfaller och avdunstar i vattnet, eller så kan den bilda en hållbar blandning med vattnet, dvs. en emulsion. Oljans beteende påverkas av många faktorer, såsom dess fysikaliska och kemiska egenskaper, årstiden, väderleken, förhållandena på havet samt platsen där olyckan sker. På Finska viken transporteras råolja, lätta och tunga oljeprodukter. Dessutom finns det bunkerolja ombord på alla fartyg. Råoljans sammansättning och egenskaper varierar kraftigt beroende på dess ursprung. Råolja består av kolväteblandningar, såsom alkaner och aromatiska kolväten. Av råolja förädlas lätta oljeprodukter, såsom bensin och diesel. Restoljan från förädlingsprocessen kallas tung brännolja. Oljeföreningarna har både akuta och subletala effekter på fiskarna. De polyaromatiska kolväten (PAH) som oljan innehåller har mutagena och carcinogena samt skadliga fysiologiska (immunologiska, endokrina och osmoreglerande) effekter. Fiskarnas tidigaste utvecklingsfaser är särskilt känsliga för oljeföreningarnas inverkan. Hos vuxna fiskar påverkar PAH-föreningarna ämnesomsättningen, tillväxten och förökningen. Exponering för PAH-föreningar kan leda till förändringar i fiskbeståndens storlekar och genom detta kan de påverka hela organismsamhället i Östersjön. En oljeolycka på havet kan vålla fiskare och fiskodlare ekonomiska förluster exempelvis till följd av fiskar blir nedsmutsade, det uppstår smak- och luktskador på fisken, förekomsten av fisk minskar och utövandet av yrket försvåras eller förhindras. Förebyggande är det säkraste och billigaste sättet att förhindra de allvarliga följderna av en stor oljeolycka. Man har strävat efter att öka säkerheten inom oljetransporterna och sjöfarten med övervakningssystem och avtal av olika slag, såsom trafiksystemet för fartyg och systemen för obligatorisk anmälning på olika områden, samt med förändringar i fartygens konstruktion, såsom dubbelbotten. För att det ska vara möjligt att bedöma effekterna av en oljeolycka på fiskarna och fiskbestånden och återhämtningen från en olycka behövs mångsidig biologisk information om utgångsläget.

Nyckelord: Fiskar, fiskerihushållning, olja, oljeolycka, PAH-föreningar, toxiska effekter, Östersjön

Keinänen, M., Kiiskinen, J., Turtiainen, M. & Vuorinen, P. J. 2012. Effekterna av en eventuell oljeolycka på fiskarna och fiskerihushållningen i Östersjön *Riista- ja kalatalous – Tutkimuksia ja selvityksiä* 7/2012. 47 s.

Abstract

This review deals with the toxic effects of oil and oil components on fish and the effects of potential oil spills on fish stocks, fishing and aquaculture. The aim is to enable better preparation to evaluate the short- and long-term effects of possible oil spills in the Baltic Sea. The Baltic Sea is very sensitive to disturbances, and its natural environment is at risk from increasing levels of shipping and oil transportation. An extensive oil spill could cause serious consequences to the natural environment of the Baltic and also to the natural resources and fisheries of the surrounding states. In water, oil spreads or evaporates or it can form a resistant mixture or emulsion with water. Many factors, such as the physical and chemical properties of the oil, the season, the weather and sea conditions and the oil spill area, affect the behaviour of oil. In addition to crude oil, light- and heavy-oil products are transported in the Gulf of Finland, and ships contain varying amounts of bunker oil. Depending on its origin, the composition and properties of crude oil vary greatly. Crude oil comprises mixtures of hydrocarbons, such as alkanes and aromatic hydrocarbons. Crude oil is industrially refined into light-oil products, such as petrol and diesel. Heavy fuel oil is the remaining product of the refining process. Oil compounds have acute and sublethal effects on fish. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) of oil have mutagenic, carcinogenic and harmful physiological (immunological, endocrine-related and osmoregulative) effects. The early developmental phases of fish are particularly sensitive to the effects of oil compounds. In adult fish, PAHs have effects on metabolism, growth and reproduction. Exposure to PAHs can lead to changes in the size of fish stocks and impact on the whole community of the Baltic Sea. As a consequence of an oil spill in the sea, economic losses for fishermen and aquaculture are possible because of: fish acquiring an off-taste and taint; a decrease in fish stocks; and, obstacles and difficulties in carrying out the profession. The safest and cheapest means to avoid the serious consequences of a big oil spill is to prevent one from happening. Various surveillance systems and agreements, such as the automatic identification system (AIS) of vessels, and obligatory registration systems plus structural changes to vessels, such as a double hull, have improved the safety of vessels and oil transportation. In order to be able to estimate the effects of an oil spill on fish and fish stocks and the recovery from such an incident, extensive biological information about the initial state is needed.

Keywords: Baltic Sea, fish, fisheries, oil spill, PAH, toxic effects

Keinänen, M., Kiiskinen, J., Turtiainen, M. & Vuorinen, P. J. 2012. Effects of a possible oil spill on fish and fisheries of the Baltic Sea. *Riista- ja kalatalous – Tutkimuksia ja selvityksiä* 7/2012. 47 s.

1. Johdanto

Itämeri on kansainvälisen merenkulkujärjestön IMO:n (International Maritime Organization) mukaan erittäin herkkä merialue (PSSA, Particularly Sensitive Sea Area), joka tarvitsee erityistä suojelua ja johon ei saisi päästää minkäänlaisia ympäristöä pilaavia aineita. Kasvava laivaliikenne ja erityisesti öljynkuljetukset lisäävät suuren öljyonnettomuuden ja ympäristön pilaantumisen riskiä Itämerellä, joka on vilkkaasti liikennöity ja jossa liikkuu alusten automaattisen tunnistusjärjestelmän AIS:n (Automatic Identification System) mukaan koko ajan noin 2 000 suurta alusta. Itämeren laivaliikenne on kasvanut 20 %:lla vuodesta 2006 vuoteen 2009 ja sen oletetaan kasvavan edelleen (HELCOM 2010a). Öljytankkereiden määrä ja koot ovat myös kasvaneet. Tankkerin lastina voi olla 150 000 tonnia öljyä (HELCOM 2011). Itämeren kapeat kulkuväylät, matalikot ja talvinen jääpeite tekevät navigoinnista haastavaa ja lisäävät onnettomuuksien todennäköisyyttä. Suurin osa öljyonnettomuuksista aiheutuukin alusten polttoöljyjen pääsemisestä mereen muun muassa karilleajojen seurauksena.

Laivaliikenteen tahalliset tai tahattomat öljypäästöt ovat jatkuva uhka muiden ympäristöhaittojen (ilmansaasteet, haitalliset aineet ja muut jätteet sekä pilssivesien mukana kulkeutuvat vieraslajit) lisäksi. Suurella öljyonnettomuudella voi olla vakavia seurauksia sekä Itämeren eliölajiston että rantavaltioiden luonnonvaratalouden kannalta. Suuronnettomuuden sattuessa valunut öljy saattaisi liata eriasteisesti koko Suomenlahden rannikkoa. Suomenlahden ja Saaristomeren poukamot ja saaret antavat öljylle enemmän tilaa rantautua kuin suorat rannikot. Vaikutukset niin luonnolle kuin virkistys- ja ammattikalastukselle sekä kalataloudelle voisivat olla pitkäaikaisia. Erityisen haavoittuvaiseksi Itämeren tekevät sen erityispiirteet ja vähälajinen eliöyhteisö.

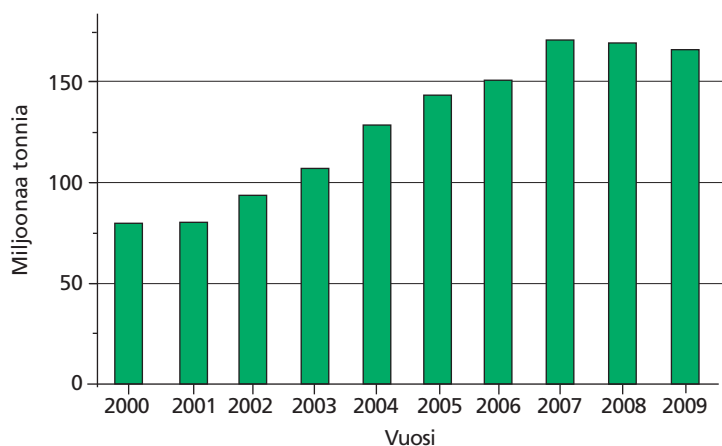
Tämän katsauksen tarkoituksena on kerätä tietoa siitä, minkälaisia vaikutuksia öljypäästöillä voisi olla kaloihin, kalastoon ja kalatalouteen Itämeren oloissa. Tiedon avulla toivotaan voitavan valmistautua nykyistä paremmin mahdollisen öljyonnettomuuden lyhyt- ja pitkäaikaisen vaikutusten arviointiin ja onnettomuudesta palautumiseen.

Arktisen neuvoston ”Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma” (AMAP) on julkaissut arktisten alueiden kaasu- ja öljytuotannon vaikutuksista selvityksen, johon sisältyy laajahko katsaus vaikutuksista kaloihin (AMAP 2010). Ympäristöministeriö on vuonna 2011 pyytänyt Suomen ympäristökeskusta valmistelemaan yhteistyössä asianomaisten viranomaisien ja laitosten kanssa kansallisen toimintasuunnitelman öljyonnettomuuden ekologisista seurauksista Itämeressä; suunnitelma valmistuu vuonna 2012.

1.1 Itämeren öljynkuljetukset

Öljynkuljetukset ovat kasvaneet Itämerellä. Vuonna 2009 Itämeren ja Pohjanmeren välillä kuljettiin 166 miljoonaa tonnia öljyä. Vuonna 2000 vastaava luku oli 80 miljoonaa tonnia (kuva 1) (HELCOM 2010a). Itämeren suurimpien satamien kautta kuljetetun öljyn määrä yli kaksinkertaistui vuodesta 2000 vuoteen 2008, jolloin se oli yli 251 miljoonaa tonnia, ja öljynkuljetusten arvioidaan kasvavan edelleen (HELCOM 2011). Öljynkuljetukset ovat kasvaneet Itämerellä Euroopan ja koko maailman taloudellisen kasvun, lisääntyneen öljyn tuotannon ja liikkumistarpeiden kasvun vuoksi (HELCOM 2010a). Kolmessakymmenessä vuodessa alusten vetoi-

suus on lähes kaksinkertaistunut (HELCOM 2010a). Öljyalan keskusliiton mukaan maailmanlaajuinen öljynkulutus on kasvanut jatkuvasti ja jopa ennakoitua nopeammin. Öljytuotteiden kulutus Suomessa on ollut noin 10 milj. tonnia vuodessa (Huhtinen 2006).



Kuva 1. Öljynkuljetukset (miljoonaa tonnia) Itämeren ja Pohjanmeren välillä Tanskan salmiin kuuluvan Iso-Beltin kautta vuosina 2000–2009 (HELCOM 2010a).

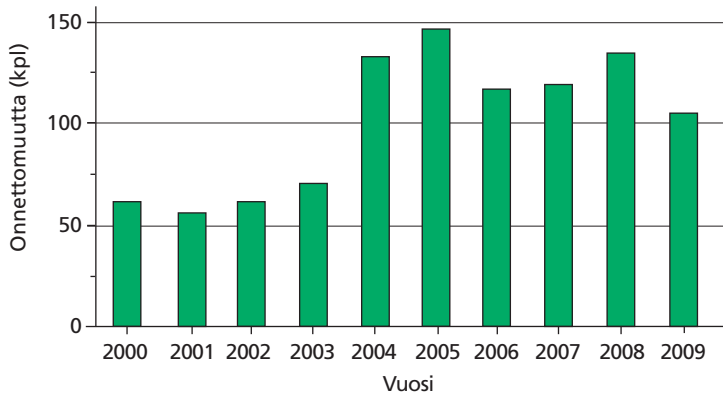
Öljynkuljetukset ovat lisääntyneet Suomenlahdella pääasiassa Venäjälle rakennettujen uusien öljysatamien vuoksi (Kujala ym. 2009). Venäjällä on myös kunnostettu vanhoja öljysatamia. Yksistään Venäjän öljynkuljetuksien Suomenlahdella arvioitiin olevan 110 miljoonaa tonnia vuonna 2011, ja arvio vuodelle 2030 on 180 miljoonaa tonnia (HELCOM 2010a).

Suomeen kuljetettiin raakaöljyä 10,3 miljoonaa tonnia ulkomaan meriliikenteessä vuonna 2009. Erilaisten öljytuotteiden tuonti ja vienti oli samana vuonna yli 11 miljoonaa tonnia (Liikennevirasto 2012a). Kotimaan sisäisessä alusliikenteessä kuljetettiin 4,1 miljoonaa tonnia öljytuotteita vuonna 2009. Kotimaan sisäiset kuljetukset ovat olleet 2000-luvulla 3,3–4,5 miljoonaa tonnia vuosittain (Liikennevirasto 2012b).

1.2 Öljyonnettomuudet merialueilla

Itämerellä on 2000-luvulla sattunut vuosittain 100–140 alusonnettomuutta (kuva 2). Vuonna 2009 onnettomuuksia oli 105, joista 19 %:ssa oli osallisena tankkerialus (HELCOM 2011). Alusonnettomuuksia tapahtuu useimmiten rannikolla tai satamissa (Kujala ym. 2009, HELCOM 2010a, HELCOM 2011). Onnettomuudet ovat pääasiassa olleet karilleajoja sekä yhteentörmäyksiä. Lähes puolet alusonnettomuuksista johtuu ihmisen huolimattomuudesta, loput teknisistä vioista tai muista ulkopuolisista tekijöistä (Kujala ym. 2009, HELCOM 2010a).

Vuonna 2009 Itämerellä tapahtui 10 ympäristön saastumista aiheuttavaa onnettomuutta, joista tankkerialus oli osallisena kahdessa tapauksessa (HELCOM 2011). Itämerellä aiheutuu ympäristön saastumista keskimäärin 7 %:ssa kaikista alusonnettomuuksista. Öljypäästöt ovat olleet 0,1–1 tonnia onnettomuutta kohden (HELCOM 2010a).



Kuva 2. Alusonnettomuudet Itämerellä vuosina 2000–2009. Vuoden 2003 jälkeiset tiedot eivät ole täysin verrattavissa aikaisempiin tietoihin muuttuneiden raportointimenetelmien vuoksi (HELCOM 2011).

Vuoden 1988 jälkeen Itämerellä on tapahtunut kolme suurta alusöljyonnettomuutta (taulukko 1) (HELCOM 2010a). Viimeisin suuri alusöljyonnettomuus tapahtui vuonna 2003 (HELCOM 2010a). Tällöin Fu Shan Hai -aluksesta pääsi mereen 1 200 tonnia öljyä Bornholmin saaren edustalla. Suurimpia Itämeren öljyvahinkoja ovat olleet Antonio Gramsci -aluksen onnettomuus Ventspilsin edustalla Latvian rannikolla vuonna 1979, jolloin mereen pääsi noin 5 500 tonnia öljyä ja Globe Asim -aluksen onnettomuus Klaipedan satamassa Liettuan rannikolla vuonna 1981, jolloin mereen joutui 16 000 tonnia raskasta polttoöljyä (<http://www.etc-cte.ec.gc.ca/databases/TankerSpills/Default.aspx>).

Taulukko 1. Suurimmat alusöljyonnettomuudet Itämerellä vuosina 1988–2010 (HELCOM 2010a).

Aika	Alus	Paikka	Öljyn määrä (tn)	Öljyn laatu	Toimenpiteet ja havainnot
2003	Fu Shan Hai	Bornholm, Ruotsi/Tanska	1 200	Polttoöljy	Öljy kerättiin
2001	Baltic Carrier	Kadetrenden, Tanska	2 700	Öljy	Öljystä pystyttiin keräämään puolet
1990	Volgoneft	Karlskrona, Ruotsi	700–800	Jäteöljy	Öljy kerättiin

Itämerellä Suomen öljyntorjunnan vastuualueella on tapahtunut neljä alusöljyonnettomuutta, joissa mereen on päässyt vähintään 500 tonnia öljyä (taulukko 2). Onnettomuudet ovat tapahtuneet 1970- ja 1980-luvuilla. Vakavin näistä oli vuoden 1979 Antonio Gramsci -aluksen onnettomuudesta mereen päässeen öljyn ajautuminen Ahvenanmaan edustalle. Suomen ympäristökeskus on listannut Suomen aluevesillä tapahtuneet alusöljyvahingot vuodesta 1969 alkaen (SYKE 2012).

Taulukko 2. Itämeren alusöljyonnettomuuksista vakavimmat (yli 100 tonnia) Suomen öljyntorjunnan vastuualueella (SYKE 2012).

Aika	Alus	Paikka	Syy	Öljyn määrä (tn)	Öljyn laatu	Toimenpiteet ja havainnot
6.2.1987	Antonio Gramsci	Vaarlahti	Karilleajo	650	Raskas polttoöljy	Öljyä kerättiin jäistä
9.9.1985	Sotka	Märket	Karilleajo	370	Raskas polttoöljy	Öljy painui pohjaan
31.8.1984	Eira	Merenkurkku	Karilleajo	300	Raskas polttoöljy	Öljy kerättiin rannoilta
4.5.1979	Antonio Gramsci	Ahvenanmaa	Öljy ajelehti	5 500	Raakaöljy	Öljyä kerättiin 650 tn rannoilta
6.12.1970	Pensa	Hailuoto	Karilleajo	500	Kevyt polttoöljy	Öljy hävitettiin polttamalla
25.9.1970	Esso Nordica	Pellinki	Karilleajo	600	Kevyt polttoöljy	Öljy haihtui
9.12.1969	Raphael	Emäsalo	Karilleajo	250	Raakaöljy	Öljy hävitettiin polttamalla
1.5.1969	Palva	Utö	Karilleajo	200	Raakaöljy	Öljy hävitettiin polttamalla

Itämerellä tapahtuneet vakavimmat alusöljyonnettomuudet ovat olleet mereen päässeen öljyn määrän suhteen pieniä verrattuna muilla merialueilla tapahtuneisiin suuriin onnettomuuksiin (taulukko 3).

Taulukko 3. Vakavimmat alusöljyonnettomuudet muilla merialueilla (ITOPF 2010).

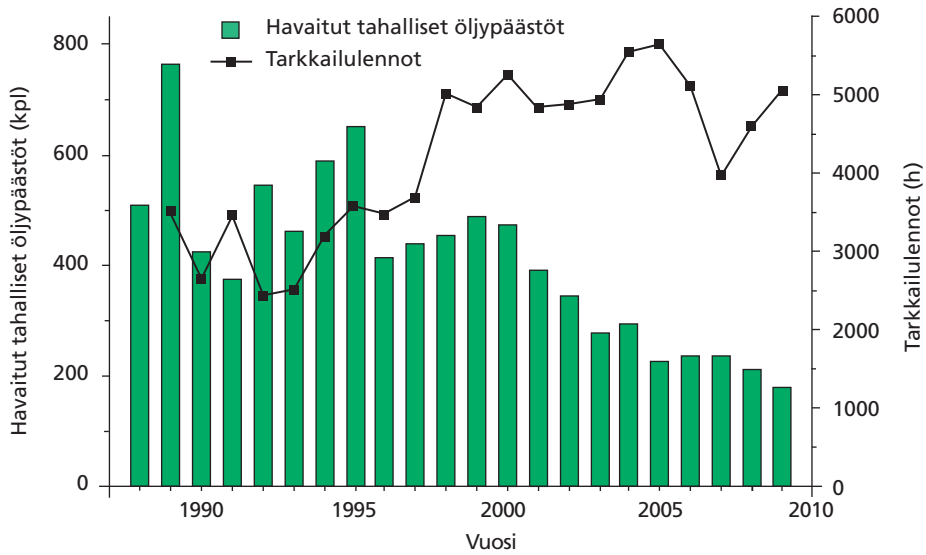
Aika	Alus	Paikka	Öljyn määrä (tn)
2002	Prestige	Espanja	63 000
1999	Erika	Ranska	20 000
1996	Sea Empress	Iso-Britannia	72 000
1993	Braer	Iso-Britannia	85 000
1991	ABT Summer	Angola	260 000
1991	Haven	Italia	144 000
1989	Exxon Valdez	Alaska	37 000
1983	Castillo de Bellver	Etelä-Afrikka	252 000
1979	Atlantic Empress	Trinidad ja Tobago	287 000
1978	Amoco Cadiz	Ranska	223 000
1967	Torrey Canyon	Iso-Britannia	119 000

Alusöljyonnettomuuksien lisäksi merialueilla voi tapahtua muun muassa öljynporauslautta-onnettomuuksia. Yksi viimeisimmistä sellaisista onnettomuuksista tapahtui Meksikonlahdella Yhdysvalloissa huhtikuussa vuonna 2010, kun Deepwater Horizon -lautta upposi tulipalon seurauksena. Itämerellä on kaksi öljynporauslauttaa. Lukoilin omistama porauslautta sijaitsee Kaliningradin edustalla 23 km:n päässä rannasta. Porauslautta avattiin vuonna 2004, ja sen öljyvarannot ovat arviolta 21,5 miljoonaa tonnia (Lukoil 2009, 2010). Petrobalticin omistama porauslautta sijaitsee noin 70 km:n päässä Puolan rannikolta pohjoiseen.

Cedre (Centre of Documentation, Research and Experimentation on Accidental Water Pollution) pitää yllä sivustoa (www.cedre.fr), josta löytyy tietoja merialueilla tapahtuneista öljyonnettomuuksista. Itämerelläkin tapahtuneista öljyonnettomuuksista löytyy varsin kattavasti tietoja myös Kanadan ympäristöviraston (Environment Canada) ylläpitämiltä Environmental Science & Technology Centre (ESTC) -sivustoilta.

1.3 Tahalliset öljypäästöt Itämerellä

Itämerellä havaittiin 178 tahallista öljypäästöä vuonna 2009 (HELCOM 2010b). Tahallisten öljypäästöjen määrät ovat vähentyneet vuodesta 1988 ja etenkin vuodesta 2000 (kuva 3), vaikka tarkkailulentoihin käytettyjä tuntimääriä on lisätty ja valvontalaitteet ovat kehittyneet. Havaitut tahalliset öljypäästöt ja -päästömäärät saattavat silti olla aliarviota, sillä tarkkailulentoja ei tehdä läpi vuorokauden (HELCOM 2010a). Mereen päästetyt öljymäärät ovat myös pienentyneet vuodesta 1998. Suurin osa päästöistä on alle 1 m³, joka vastaa noin 0,86 tonnia (HELCOM 2010a). Päästöjen aiheuttaja pystyttiin selvittämään kahdeksassa tapauksessa eli 4,5 %:ssa kaikista havaituista tapauksista vuonna 2009 (HELCOM 2011).

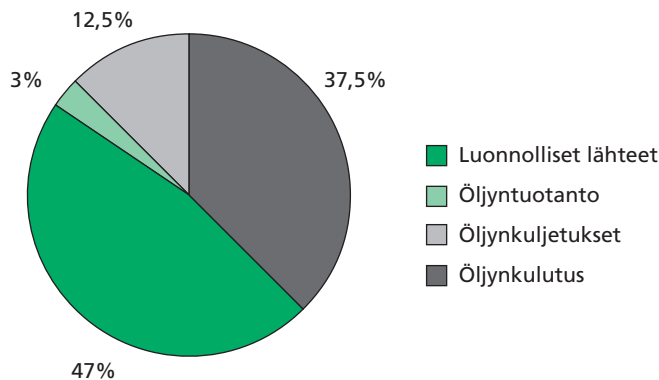


Kuva 3. Tarkkailulennoilla havaitut tahalliset öljypäästöt ja tarkkailulentojen tuntimäärät Itämerellä vuosina 1988–2009 (HELCOM 2010b).

Öljyjen ja öljyisten vesien päästökierroista on säädetty kansainvälisellä yleissopimuksella (MARPOL 73/78 liite I). Sopimuksen mukaan öljyn tai öljypitoisten aineiden tyhjentäminen mereen on poikkeuksia lukuun ottamatta kiellettyä. Poistoveden öljypitoisuus ei saa ylittää 15 miljoonasosaa ($\mu\text{l/l}$).

2. Öljyt, Itämeren erityispiirteet ja öljyonnettomuuksien riskit

Öljyä pääsee meriveteen antropogeenisistä eli ihmisten toimista peräisin olevista lähteistä sekä luonnollisista lähteistä (National Research Council 2003). Antropogeenisiä lähteitä ovat öljyn tuotanto, kuljetus ja kulutus. Luontaisesti öljyä purkautuu mereen hitaasti ja tasaisesti vedenalaisista lähteistä (kuva 4).



Kuva 4. Mereen joutuvien öljypäästöjen jakautuminen lähteittäin (maailmassa) vuosina 1990–1999 (päästöjen kokonaismäärä on arviolta 1 300 kilotonnia vuodessa) (National Research Council 2003).

2.1 Öljyjen koostumus

Raakaöljy on hiilivetyjen seos, eli se koostuu lähinnä hiilen (C) ja vedyn (H) yhdisteistä. Öljyn sisältämät hiilivedyt, joita voi olla satoja tai tuhansia, ovat pääasiassa alkaaneja ja aromaattisia hiilivetyjä. Ensin mainitut ovat suoria, haarautuneita tai rengasmaisia hiilivetyketjuja, joissa hiiliatomeja yhdistää yksinkertainen sidos. Jälkimmäisissä perusrakenteena on bentseenirengas ja yksinkertaisin tällainen yhdiste on bentseeni. Useasta (2–6) bentseenirenkaasta koostuvia aromaattisia yhdisteitä kutsutaan polyaromaattisiksi tai -syklisiksi hiilivedyiksi (PAH-yhdisteiksi), esimerkiksi naftaleeni (2-renkainen), fenantreeni (3-renkainen) ja bentso[a]pyreeni (5-renkainen). Öljyn myrkyllisyys johtuu pääasiassa juuri PAH-yhdisteistä (Carls ja Meador 2009), joita pääsee ympäristöön myös erilaisista polttoprosesseista. Raakaöljyn hiilivedyissä voi olla funktionaalisia ryhmiä, jotka sisältävät rikkiä, typpeä ja happea. Lisäksi raakaöljyissä on pieniä määriä metalleja, joista useimmiten nikkeliä ja vanadiinia (ESTC, Öljyalan keskusliitto).

Raakaöljystä jalostetaan kevyitä öljytuotteita, kuten bensiiniä ja dieseliä. Jalostusprosessin jäännösöljyä kutsutaan raskaaksi polttoöljyksi (Huhtinen 2006). Raakaöljyjen ja öljytuotteiden koostumuksista ja ominaisuuksista on olemassa ESTC:n (The Environmental Science & Technology Centre) ylläpitämä tietokanta (Oil Properties Database; <http://www.etc-cte.ec.gc.ca/databases/OilProperties/>).

2.2 Öljyjen ominaisuudet vedessä

Mereen päässeen öljyn laatu vaikuttaa onnettomuuden seurauksiin. Raakaöljy leviää nopeasti veden pinnalla muodostaen niin sanotun öljylautan. Kevyet ainesosat haihtuvat nopeasti, jolloin jäljelle jää pysyvämpi osa, joka ei enää merkittävästi haihdu tai sekoitu vesimassaan. Koska raakaöljyssä on sekä kevyitä että raskaita öljyn osia, sen vaikutukset meriympäristöön ovat yhdistelmä kevyiden öljytuotteiden ja raskaan polttoöljyn ominaisuuksista.

Veteen joutuneen öljyn käyttäytymiseen vaikuttavat monet tekijät, kuten öljyn fysikaaliset ominaisuudet (tiheys, viskositeetti, haihtuvuus ja jähmepiste), öljyn kemialliset ominaisuudet, sää- ja meriolosuhteet sekä mahdollinen öljyonnettomuuspaikka. Vedessä öljy yleensä leviää, hajoaa, haihtuu tai se voi muodostaa veden kanssa kestävä seoksen eli emulsion. Öljy voi myös liueta veteen, hapettua, vajota pohjaan tai hajota biologisesti. PAH-yhdisteiden on havaittu voivan esiintyä öljy-vesi-seoksissa mikropisaroina huomattavasti liukoisuutta suurempina pitoisuuksina (Redman ym. 2012). ITOPF (The International Tanker Owners Pollution Federation Limited) on laatinut yleiskatsauksen öljyjen käyttäytymisestä ja ominaisuuksista vedessä (ITOPF 2002). Seuraavassa tarkastellaan lyhyesti näitä tekijöitä kyseisen katsauksen perusteella.

Veteen joutuessaan öljy voi levitä hyvinkin nopeasti laajalle alueelle yhtenä öljylautana. Leviämisen nopeuteen vaikuttaa öljyn viskositeetti. Pieni viskositeetti nopeuttaa öljyn leviämistä. Öljylautta voi hajota tuulen ja aallokon vaikutuksesta pieniin osiin tai pisaroiksi, jotka sekoittuvat ylimpiin vesikerrokseen. Suurimmat pisarat voivat palata veden pinnalle ja muodostaa uuden öljylautan. Öljyn hajoaminen kestää muutamasta vuorokaudesta viikkoihin. Kevyet öljyt hajoavat pienen viskositeettinsa vuoksi nopeammin kuin raskaat öljyt. Öljyn levityksessä erityisesti kevyiden ainesosien haihtuminen yleensä nopeutuu. Kevyet öljytuotteet, kuten petroli ja bensiini, voivat haihtua kokonaan muutamassa tunnissa. Kevyistä raakaöljyistä voi haihtua 40 % vuorokauden aikana. Voimakas tuuli ja aallokko sekä lämpö edistävät haihtumista. Haihtuminen on yleensä merkittävämpää kuin liukeneminen veteen. Öljyn ainesosista meriveteen liukenevat parhaiten aromaattiset hiilivedyt, kuten bentseeni ja tolueni, jotka ovat myös hyvin haihtuvia. Raskaat ainesosat eivät ole vesiliukoisia. Öljystä ja vedestä voi aallokon vaikutuksesta muodostua myös emulsiomainen seos, jossa vesipisarat ovat kiinnittyneinä öljyyn. Emulsio on yleensä kestävämpi kuin vedessä ajautuva pelkkä öljy sekä tilavuudeltaan suurempi kuin alkuperäinen öljy, minkä vuoksi öljyn hajoaminen ja haihtuminen heikkenevät. Öljy ja vesi voivat erottua toisistaan auringon lämmön vaikutuksesta tai kun emulsio ajautuu rantaan.

Edellisiä hitaampia tapahtumia ovat öljyn hapettuminen, vajoaminen ja biologinen hajoaminen. Hapettuessaan öljyn sisältämät hiilivedyt reagoivat kemiallisesti hapen kanssa muodostaen liukoisia aineita tai kestäviä yhdisteitä. Hapettumista tapahtuu hitaasti auringon valon vaikutuksesta. Öljyt voivat myös vajota vedessä ja kerrostua meren pohjaan, jos öljyn tiheys on suurempi kuin veden tiheys. Useimmat öljyt ovat kuitenkin vettä kevyempiä. Vajoamista tapahtuu yleensä öljyn kiinnittyessä esimerkiksi orgaaniseen aineeseen. Erilaiset mikrobit voivat hajottaa öljyn eri ainesosia. Biologiseen hajoamiseen vaikuttavat meriveden ravinnepitoisuus, lämpötila ja liuenneen hapen määrä. Jotkut öljy-yhdisteet eivät hajoa biologisesti ollenkaan.

Öljyjen ominaisuudet vaikuttavat mahdollisessa onnettomuustilanteessa öljyn käyttäytymiseen ja onnettomuuden seurauksiin. Koska kevyet ja pienen viskositeetin omaavat öljytuotteet hajoavat ja haihtuvat vedestä nopeasti, ei onnettomuustilanteissa, joissa niitä joutuu ve-

teen, yleensä vaadita puhdistustoimia. Raskaat öljyt, kuten raakaöljy, ovat puolestaan vedessä melko pysyviä. Raskaista öljyistä kuitenkin haihtuu niiden sisältämiä kevyitä ainesosia. Onnettomuudet, joissa mereen joutuu raskaita öljyjä, vaativat yleensä puhdistustoimia.

2.3 Öljyn käyttäytyminen Itämeren oloissa

Itämeren erityispiirteillä on merkitystä mahdollisen öljyonnettomuuden sattuessa. Öljyn käyttäytymiseen vaikuttavat erityisesti Itämeren mataluus, vähäinen suolapitoisuus, veden hidas vaihtuvuus, kerrostuneisuus, rannikon rikkonaisuus, kylmyys ja jääpeitteen muodostuminen (HELCOM 2002).

Itämeri on matala murtovesialue, jonka keskisyvyys on vain noin 50 metriä, ja vaikka veden määrä on vähäinen, sen vaihtuvuus on hidasta (HELCOM 2010c). Valtamerien keskisyvyys voi olla jopa 4 000 metriä. Suomen aluevedet ovat syvimmillään 150–300 metriä. Rannikon matalissa vesissä on usein paljon pohjalle vajoavaa kiinteää ainesta, johon öljy voi kiinnittyä ja poistua sen mukana vedestä (ITOPF 2002).

Itämeren vesi vaihtuu kapeiden ja matalien Tanskan salmien kautta Pohjanmereen. Veden vaihtuminen kestää kymmeniä vuosia. Tämä estää veteen joutuneiden saasteiden poistumista ja laimentumista. Tanskan salmista tulee puolestaan Itämereen suolaista Atlantin vettä ja voimakas niin sanottu suolapulssi noin kerran 10 vuodessa (HELCOM 2010c). Itämeren suurin suolapitoisuus on hieman yli puolet valtamerien keskimääräisestä suolapitoisuudesta. Pinta-veden suolapitoisuus vaihtelee maantieteellisesti parista prosentista 1–2 promilleen. Suomen rannikolla ja erityisesti Perämerellä ja Suomenlahden itäosissa suolapitoisuus on pieni. Murtovedessä ja makeassa vedessä öljy vajoaa tiheyserojen vuoksi helpommin kuin suolaisessa vedessä (ITOPF 2002).

Itämeri kerrostuu veden suolaisuus- ja lämpötilaerojen mukaan, mutta vesi sekoittuu osittain syksyisin. Suolainen ja kylmä vesi painuvat suolatonta ja lämpöistä vettä raskaampina pohjalle. Veden kerrostuneisuus estää öljyn sekoittumista ja painumista pohjaan.

Itämerellä on paljon saaria ja matalikkoja, ja Suomen rantaviiva on hyvin rikkonainen. Rannikolla tai muussa suojaisessa paikassa öljyn haihtuminen on vähäisempää kuin avomerellä. Suojaisa paikka myös hidastaa öljyn sekoittumista veteen.

Itämeren veden keskilämpötila on alhainen, +10 °C. Kylmässä vedessä öljyn haihtuminen ja hajoaminen on hitaampaa kuin lämpimässä vedessä. Myös biologinen hajotus on hidasta alhaisissa lämpötiloissa. Kun öljyä joutuu jäähmepistettään viileämpään veteen, sen viskositeetti kasvaa ja virtaus vähenee. Öljy ei tällöin leviä veden pinnalla, vaan se jäähmettyy kiinteäksi ja paksuksi kerrokseksi (Økland 2000, ITOPF 2002).

Osa Itämeren merialueista jäätyy talvisin. Vain Itämeren eteläisimmän osan keskialue ei yleensä jäädy; Perämeri ja Suomenlahti jäätyvät lähes joka vuosi. Jäät estävät öljyn leviämistä, ja kylmyyden vuoksi öljystä muodostuu paksu kerros, jonka haihtuminen on hidasta. Myöskään aallot eivät pääse jäissä levittämään öljyä (Økland 2000). Öljyn havaitseminen ja poistaminen kylmästä ja jäisestä merivedestä on hankalaa (ITOPF 2002). Öljyä ei voi poistaa pumppaamalla, jos se on kerrostunut puolikiinteäksi. Lisäksi öljyntorjuntaa haittaa erityisesti talvella päivänvalon vähyyks (Økland 2000).

Öljyn kulkeutumista ja poistumista mahdollisissa onnettomuustilanteissa Itämeren oloissa on tutkittu matemaattisen mallin avulla. Mallissa käytettiin yhden vuoden aikana havaittuja

Itämerelle tyypillisiä oloja (HELCOM 2002). Tulosten perusteella 20–50 % öljystä poistuu merestä luonnollisesti kymmenen päivän kuluessa onnettomuudesta. Öljyä poistuu pääasiassa haihtumalla ilmaan ja hajoamalla pisaroiksi veteen. Poistumisen suuruuteen vaikuttaa öljyn ominaisuuksien lisäksi erityisesti vallitseva meriveden lämpötila ja tuulen voimakkuus.

Onnettomuuden jälkeen öljyn leviämistä voidaan rajoittaa kemiallisesti eli käyttämällä hajotus- eli dispergointiaineita. Ne vähentävät pintajännitystä, ja veden pinnalla kelluva öljylautta hajoaa pieniksi pisaroiksi, jotka sekoittuessaan meriveteen muodostavat dispersi- on. Näin pyritään estämään rantojen, eläinten ja omaisuuden tahriintuminen. Dispergoidusta öljystä PAH-yhdisteet kuitenkin kulkeutuvat helpommin kaloihin alkiovaiheesta alkaen kuin käsittelemättömästä öljystä, joten hajotusaineiden käyttäminen lisää kalojen altistumista PAH-yhdisteille (Ramachandran ym. 2004, Schein ym. 2009). Öljydispersio voi olla kalan varhaisille kehitysvaiheille jopa 100–1 000 kertaa myrkyllisempää kuin hajottamaton öljy (Schein ym. 2009). Suomessa ei käytetä dispergointiaineita, vaan öljy pyritään rajaamaan puomien avulla ja sitten keräämään talteen mekaanisesti esimerkiksi harjauslaittein varustettujen öljyntorjunta-alusten avulla sekä imeyttämään sitä sopivaan materiaaliin (Aalto ym. 2006).

2.4 Öljypitoisuus Itämeressä

Itämeren hiilivetyjen kokonaispitoisuudet Ekofisk-raakaöljykvivalentteina olivat 0,13–1,8 µg/l vuosina 1992–2003 (Pikkarainen ja Lemponen 2005). Hiilivetykonsentraatioissa oli alueellista ja vuodenaikaisvaihtelua: pienimmät pitoisuudet havaittiin kesällä Selkämereltä ja Perämereltä kerätyistä vesinäytteistä, suurimmat talvella varsinaisen Itämeren pohjoisosista. Mahdollisesti öljypäästöjen määrästä johtuen suurimmat pitoisuudet mitattiin Suomenlahdelta, varsinaisen Itämeren pohjoisosasta sekä itäisen Gotlannin altaasta kerätyistä näytteistä.

Öljyjen sisältämiä myrkyllisimpiä yhdisteitä ovat PAH-yhdisteet. Ne myös säilyvät meriekosysteemissä pitkään. Vuosina 1992–1998 Itämeren vesinäytteistä tutkittujen 15 PAH-yhdisteen (U.S. Environmental Protection Agency normisarjan mukaisista 16 PAH-yhdisteestä) pitoisuuksien summa oli noin 20 ng/l (Witt 2002). Suurimmat PAH-pitoisuudet todettiin Itämeren jokisuilta kerätyistä pintavesinäytteistä. Jokien tuoman kuormituksen lisäksi PAH-yhdisteiden lähteeksi arvioitiin poltto, erityisesti Pohjanlahdella.

Itämeren pintavesissä esiintyi mitatuista PAH-yhdisteistä eniten fenantreenia, fluorantreenia ja pyreeniä (Witt 2002). Kesällä pintavesien PAH-pitoisuudet ovat pienemmät kuin talvella. Kesällä erityisesti kuolleen levämässan painuminen pohjaan poistaa PAH-yhdisteitä vedestä. Lisäksi ravinteikkaammassa vedessä PAH-yhdisteiden biologinen hajotus on nopeampaa kuin niukkaravinteisessa ympäristössä. Toisaalta PAH-yhdisteitä voi päästä Itämereen erityisesti talvella (Witt 2002).

Itämeren syvävesinäytteissä ei havaittu alueellisia tai vuodenaikaan liittyviä vaihteluita kerroksellisuuden ja veden vähäisen virtaamisen vuoksi (Witt 2002). Tutkimuksen mukaan Itämeren voidaan pitää PAH-yhdisteiden suhteen keskimääräisesti saastuneena verrattuna maailman muihin meriin. Pohjanlahdella ja Suomenlahdella PAH-yhdisteiden pitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa kuin varsinaisella Itämerellä (taulukko 4).

Taulukko 4. PAH-yhdisteiden keskimääräiset pitoisuudet (ng/l) Itämeren pintavesissä ja kerrostuneisuuden alapuolella kesällä ja talvella vuosina 1992–1998 (15 PAH-yhdisteen summa) (Witt 2002).

Alue	Pintavesi		Pintaveden mikrokerros Toukokuu	Kerrostuneisuuden alapuoli	
	Toukokuu	Marraskuu		Toukokuu	Marraskuu
Pohjanlahti	3,0	4,4	5,6	3,1	2,6
Suomenlahti	2,7	2,9	4,5	3,4	2,1
Varsinainen Itämeri	2,6	4,7	23,1	3,3	1,9

Itämerellä sijaitsevan Lukoilin öljynporauslautan läheisyydestä kerättyjen vesinäytteiden PAH-pitoisuudet olivat melko suuret vuonna 2006. Bentso[a]antraseenin ja kryseenin pitoisuudet olivat 1–35 ng/l ja bentso[a]pyreenin 3–10 ng/l (Lukoil 2006).

2.5 Öljyonnettomuuksien riskit Itämerellä ja niiden pienentäminen

Itämerellä öljyonnettomuusriskejä ovat erityisesti vilkas alusliikenne, liikenteen risteävät reitit, talven jääolot sekä ihmisen tekemät virheet ja alusten tekniset viat (Nikula ja Tynkkynen 2007). Öljyonnettomuus on ympäristöriski, ja onnettomuudella voi olla haitallisia vaikutuksia meren ja rantojen virkistyskäyttöön sekä elinkeinojen harjoittamiseen kuten matkailuun, teollisuuslaitosten toimintaan sekä kalastukseen ja vesiviljelyyn.

Öljyonnettomuuksien riskit ovat kasvaneet Itämerellä laivaliikenteen ja öljynkuljetusten lisääntymisen sekä suurten alusten omien polttoainemäärien kasvun vuoksi (HELCOM 2011). Toisaalta onnettomuudet ovat vähentyneet erityisesti Suomenlahdella (HELCOM 2011) sekä Suomen aluevesillä suhteutettuna liikennemäärien kasvuun (Kujala ym. 2009). Itämeri on paikoitellen matala ja vaikeakulkuinen, minkä vuoksi onnettomuuksia sattuu enemmän kuin muilla Euroopan merialueilla. Itämerellä alusten törmäysriskit ovat suurimpia lähestyttäessä satamaa sekä kapeissa ja matalissa Tanskan salmissa (HELCOM 2010a).

Suomenlahdella erityisesti Helsingin edusta on altis öljyonnettomuudelle, koska Helsingin ja Tallinnan välinen matkustajalaivaliikenne risteää Venäjän laivakuljetusten kanssa. Riskianalyysin perusteella kyseisellä alueella tapahtuvissa törmäyksissä on osallisena tankkerialus joka 47. vuosi (Kujala ym. 2009). Myös Suomenlahden keski- ja itäosan ulkosaaret Venäjän aluevesillä ovat riskipaikkoja. Ulkosaarten lähetyvillä on tapahtunut aikaisemmin useita onnettomuuksia. Suuri osa alusten yhteentörmäyksistä Suomenlahdella tapahtuu talvella jäiden aikaan (Kujala ym. 2009). Suomenlahden sääolot tekevätkin siitä riskialteimman merialueen maailmassa. Jos Suomenlahdella tapahtuisi alusöljyonnettomuus, rannikkovaltioista Suomi kärsisi siitä luultavasti eniten, sillä vallitsevat tuulet ja merivirrat kuljettaisivat öljyä Suomen rannikolle (Nikula ja Tynkkynen 2007).

Itämerellä tapahtuva öljyonnettomuus voisi aiheuttaa suuria ympäristötuhoja. Itämeri on vähälajinen, sen ravintoketjut ovat yksinkertaisia ja lisäksi Itämerellä on arvokkaita luontokohteita. Eliölajejana on niin makean kuin suolaisen veden lajeja, jotka ovat sopeutuneet tietynlaiseen elinympäristöön. Elinympäristön pilaantuminen voisi hävittää lajeja kokonaan

Itämerestä. Esimerkiksi monet Suomenlahden uhanalaiset lajit vaativat elinympäristökseen rantavyöhykkeen, jonka pilaantuminen voisi hävittää lajin kokonaan Suomesta.

Ennaltaehkäisy on varmin ja halvin keino estää suuren öljyonnettomuuden aiheuttamat vakavat seuraukset. Öljynkuljetusten ja meriliikenteen turvallisuutta on pyritty lisäämään erilaisten valvontajärjestelmien ja sopimusten avulla, kuten alusten liikennejärjestelmä (VTS) ja alusten pakolliset ilmoittautumisjärjestelmät (GOFREP, BELTREP, GDANREP) (HELCOM 2010a).

Kansainvälinen merenkulkujärjestö IMO asetti vuonna 2003 aikataulun yksirunkoisten öljynkuljetusalusten käytön lopettamiselle ja kaksirunkoisiin aluksiin siirtymiselle vuoteen 2015 mennessä. Samalla EU kielsi raskaimpien öljylaatujen kuljettamisen yksirunkoisilla aluksilla EU-maiden satamien välillä (Hänninen ja Rytönen 2004).

3. Öljyonnettomuuksien vaikutukset kaloihin ja kalakantoihin

3.1 Yleistä

Arviolta 600 000 tonnia raakaöljyä vuodessa vuotaa hitaasti meriin luonnollisista lähteistä (Kvenvolden ja Cooper 2003). Lisäksi PAH-yhdisteitä vapautuu luonnossa muun muassa metsäpaloissa ja tulivuorenpurkauksissa. Ihmistoiminnan seurauksena niin ympäristön hajakuormitus kuin pistemäisten päästöjen lähteet ovat kuitenkin kasvaneet. Vesiin PAH-yhdisteitä joutuu paitsi öljyonnettomuuksista ja -päästöistä, myös epätäydellisen palamisen seurauksena teollisuudesta, jätteiden poltosta ja liikenteestä. Itämeren valuma-alueella asuu yli 85 miljoonaa ihmistä, ja suurimpia orgaanisten yhdisteiden lähteitä ovat jokien ja ilman kautta kulkeutuvat saasteet (Witt 2002). Merellä tapahtuvissa öljyonnettomuuksissa vapautuu kerralla suuria määriä hiilivetyjä, joilla voi olla sekä akuutteja että kroonisia vaikutuksia kalojen elintoimintoihin. PAH-yhdisteet kertyvät kaikkiin vesieliöihin (Meador ym. 1995). Niiden myrkyvaikutukset, kertyminen ja eliminoituminen riippuvat paljon yhdisteestä (Jonsson ym. 2004). Kalat ovat altistuneet pienille määrille orgaanisia toksisia yhdisteitä jo miljoonien vuosien ajan, ja niille on kehittynyt erilaisia aineenvaihdunnan reittejä muuttaa myös PAH-yhdisteitä vesiliukoiseksi eli eritettävään muotoon (Kreitsberg ym. 2010). PAH-yhdisteet metaboloituvat kaloissa nopeasti (Billiard ym. 2008), mutta huonosti esimerkiksi sinisimpukassa (*Mytilus edulis*) (Lee ym. 1972). PAH-yhdisteet ja niiden metaboliitit voivatkin kertyä ravintoketjussa (Carrasco Navarro ym. 2012), vaikka ei läheskään niin voimakkaasti kuin orgaaniset halogeeniyhdisteet (kuten DDT tai PCB) (Hoekstra ym. 2003).

Monet tekijät yhdessä vaikuttavat kalojen vierasaineiden sietokykyyn (Weiss ja Botts 1957). Itämeren erityisolot, kuten suolapitoisuuden ja lämpötilan muutokset, aiheuttavat kaloille lisästressiä, joka saattaa herkistää niitä myrkyllisille yhdisteille ja heikentää niiden selviytymistä. Esimerkiksi veden ääriämpötilat hidastavat kalojen aineenvaihduntaa ja kykyä erittää PAH-yhdisteitä (Egaas ja Varanasi 1982). Mataluuden, veden kerrostuneisuuden, lukuisten jokien sekä veden vähäisen vaihtumisen vuoksi orgaaniset aineet kertyvät ja säilyvät

Itämeren vedessä sekä sedimenteissä pitkään. Pintavesissä esiintyy suurinakin pitoisuuksina etenkin 2- ja 3-renkaisia hiilivetyjä, kun taas sedimenteissä on eniten pysyvämpiä 4–6-renkaisia hiilivetyjä (Witt ja Trost 1999, Witt 2002). Itämeren veden PAH-yhdisteiden pitoisuuksissa on havaittu vuodenaikaismuutoksia, ja suurimmillaan pitoisuudet ovat talvella (Witt 2002). Tämä voi aiheuttaa kaloille lisästressiä ja vaikeuttaa talven yli selviytymistä.

Öljyonnettomuuksilla voi olla merkittäviä vaikutuksia kaloihin ja siten myös kalakantoihin. Se, että kenttätutkimuksissa kalakantavaikutuksia ei kuitenkaan ole pystytty juurikaan toteamaan, johtuu monista tekijöistä (Lindgren ja Lindblom 2004). Esimerkiksi Antonio Gramsci -aluksen vuoden 1987 öljyvahingon vaikutuksia silakan (*Clupea harengus membras*) kokokantaan ei ollut osoitettavissa, vaikka onnettomuus vaikutti paikalliseen populaatioon Suomenlahdessa (Urho 1991). Aikuiset kalat voivat karta öljyn likaamia vesiä, ja lisäksi kaloilla on suuri lisääntymispotentiaali (Lindgren ja Lindblom 2004). Vaikka populaatio heikkenisi, jäljelle jäävä osa voi nopeasti taas runsastua. Kuitenkin kampeloissa (*Platichthys flesus*) on todettu kroonisena vaikutuksena sukupuoliteroidien pitoisuuksien pienenemistä (Monteiro ym. 2000a). Turskan (*Gadus morhua*) mätimunat ajelehtivat avomerellä, mutta sen sekä silakan poikaset oleskelevat lähellä pintaa eivätkä kykene välttämään öljyn likaamaa vettä ja siten voivat altistua myrkyllisille hiilivedyille (Lindgren ja Lindblom 2004). Näiden kaupallisesti tärkeiden kalalajien lisäksi monet ei-kaupalliset lajit, joilla on tärkeä merkitys muiden kalojen ravintona, voivat altistua PAH-yhdisteille öljyonnettomuuden seurauksena. Vaikka kalat pystyvät havaitsemaan ja välttelemään saastuneita vesialueita hajuaistinsa avulla, lyhytkestoinenkin altistus voi tuhota hajuepiteelisolut (Ikävalko 2005, Tierney ym. 2010). Poikasvaiheen ohittaneet kalatkaan eivät aina pysty välttelemään saastuneita alueita, ja öljy-yhdisteiden aiheuttamat muutokset käyttäytymisessä ja ravinnonhankinnassa voivat vaikuttaa niiden selviytymiseen (Blaxter ja Ten Hoppers-Tjabbes 1992). Matalien, suojaisten ja karujen rannikkoalueiden palautuminen öljyonnettomuudesta voi kestää vuosia.

Pitkääikaisten kenttätutkimusten lisäksi on tehty letaalitestejä ja tutkimuksia öljyn ja öljy-yhdisteiden akuuteista ja kroonisista subletaaleista vaikutuksista kontrolloiduissa oloissa laboratoriossa (taulukko 5). PAH-yhdisteet ovat akuutisti erittäin myrkyllisiä vesieliöille pitoisuuksina 0,2–10 mg/l, ja niillä on haitallisia subletaaleja vaikutuksia pitoisuuksissa 0,005–0,1 mg/l (Neff 1985). Narkoosi on yksi suurien PAH-pitoisuuksien välitön myrkyvaikutus (Baron ym. 2004, Billiard ym. 2008). Käyttäytymistutkimuksissa on havaittu, että PAH-yhdisteille altistettujen kalojen uintiaktiivisuus vähenee, millä voi olla merkittäviä vaikutuksia selviytymiseen (Goncalves ym. 2008). Yskimisrefleksi tai haukkominen ovat PAH-yhdisteiden aiheuttamia kidusten ärsytysoireita, jotka ilmenevät nopeasti altistuksen alussa ja vähenevät sitä mukaa, kun aromaattiset yhdisteet haihtuvat vedestä (Patten 1977). Myrkyllisten öljy-yhdisteiden aiheuttamista keskushermoston ja sydämen toimintahäiriöistä sekä punasolujen hapensitomiskyvyn heikkenemisestä voi seurata elimistön hapenpuute, joka voi johtaa kuolemaan (Patten 1977, Billiard ym. 2008).

Öljyllä ja öljyperäisillä yhdisteillä on karsinogeenisiä eli syöpää aiheuttavia, teratogeenisiä eli epämuodostumia aiheuttavia sekä geneettisiä vaikutuksia, ja ne haittaavat yksilönkehitystä, lisääntymistä sekä fysiologisia prosesseja (energia-aineenvaihduntaa, osmoregulaatiota, hengitystä, hormonitoimintaa, kasvua ja immuunipuolustusta) (Neff 1985, Rice 1985, Ericson ym. 1998, White ym. 1999, Ikävalko 2005, Reynaud ja Deschaux 2006, Amat ym. 2006, Martin-Skilton ym. 2006, Kennedy ja Farrell 2008, Incardona ym. 2009).

Taulukko 5. Esimerkkejä öljyn ja öljyperäisten yhdisteiden vaikutuksia kaloihin. Lyhenteiden selityksiä: PAH = polysyklinen aromaattinen hiilivety, AP = alkyylifenoli, WSF = öljyn vesiliukoinen osa, LSI = maksasomaattinen indeksi.

Laji	Kehitysvaihe	Kemikaali	Kesto (pv)	Altistusväliaine	Vaikutus	Viite
Vaikutukset lisääntymiseen						
Turska (<i>Gadus morhua</i>)	Aikuiset	Alkyylifenoli	7 / 35	Ravinto	Oosyyttien ja testisten kehitys häiriintyi, estrogeeni- ja testosteronipitoisuus pienenevät, kutu viivästyi. Koiraisissa vitellogeniinisynteesi indusoitui.	(Meier ym. 2007)
Turska (<i>Gadus morhua</i>)	Aikuiset	Öljynporausveden PAH- ja AP-yhdisteet	84	Vesi	Oosyyttien ja testisten kehitys häiriintyi, estrogeenipitoisuus pieni	(Sundt ja Björkblom 2011)
Mustaselkäkampela (<i>Pseudopleuronectes americanus</i>)	Aikuiset, koiraat	Raakaöljy	120	Sedimentti	LSI suureni, sukupuolihormonien glukuronidipitoisuudet plasmassa pienenevät	(Truscott ym. 1992)
Rasvapäämutu (<i>Pimephales promelas</i>)	Poikaset (21 pv)	Bentso[a]pyreeni	120	Vesi	F2 poikasten elinkyky heikkeni	(White ym. 1999)
Rasvapäämutu (<i>Pimephales promelas</i>)	Aikuiset	Fluoranteeni	98	Vesi	Heikko mätimunien tuotanto	(Diamond ym. 1995)
Sarvipääkampela (<i>Pleuronichthys verticalis</i>)	Aikuiset	Sedimenttien PAH-yhdisteitä	7	Vesi	Sukupuolihormonien pitoisuudet pienenevät	(Roy ym. 2003)
Vaikutukset varhaisiin kehitysvaiheisiin						
Silakka (<i>Clupea harengus membras</i>)	Alkio	Raakaöljy	10–17	Vesi	Epämuodostuneita alkioita 12,3 %, aktiivisuus heikkeni ja sydämensyke harveni	(Lindén 1978)
Silakka (<i>Clupea harengus membras</i>)	Alkiot	Raakaöljy	14	Vesi	Pieni kuoriutumisprosentti	(Vuorinen ja Axell 1980a)
Tyyntenmerensilli (<i>Clupea pallasii</i>)	Alkio	Raakaöljy (PAH)	16	Vesi	Alkioiden ja poikasten kuoleminen, kuoriutuminen viivästyi, erilaisia epämuodostumia	(Carls ym. 2000)
Kirjolohi (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Alkio	Raskas polttoöljy	20	Vesi	Sydämensyke ja hengitystaajuus hidastuivat, kasvu heikkeni	(Stasiunaite 2003a)
Turska (<i>Gadus morhua</i>)	Alkio / poikanen	Raakaöljy	14	Vesi	Leuan epämuodostumat; syönti ja kasvu heikkoa	(Tilseth ym. 1984)

Laji	Kehitysvaihe	Kemikaali	Kesto (pv)	Altistusväliaine	Vaikutus	Viite
Kyttyrälohi (<i>Oncorhynchus gorboscha</i>)	Alkio	Raakaöljyn PAH-yhdisteet	80	Vesi	Edeemia, anemiaa, kehitys hidastui ja kuoriu- tuminen viivästyi	(Carls ja Thedinga 2010)
Hauki (<i>Esox lucius</i>)	Alkio	Raakaöljy	2	Vesi	Poikasilla epämuodostumia	(Häkkiä ja Niemi 1973)
Vaikutukset kasvuun						
Hauki (<i>Esox lucius</i>)	Poikaset	Raakaöljyn WSF	15	Vesi	Kasvu hidastui altistuspitoisuuden mukaan	(Vuorinen ja Axell 1980b)
Kielikampela (<i>Parophrys vetulus</i>)	Juveniilit	Sedimenttien PAH-yhdisteitä	10–12	Ravinto	Kasvu hidastui	(Rice ym. 2000)
Piikkikampela (<i>Scophthalmus maximus</i>)	Juveniilit	Polttoöljy	42	Ravinto	Kasvu hidastui ja estyi	(Saborido-Rey ym. 2007)
Vaikutukset elinkykyyn						
Rasvapäämutu (<i>Pimephales promelas</i>)	Poikaset (25–35 pv)	Fluoranteeni	32	Vesi	Suuri kuolleisuus, kasvu hidastui	(Spehar ym. 1999)
Hauki (<i>Esox lucius</i>)	Poikaset	Raakaöljy	7	Vesi	Kuolleisuus suureni pitoisuuden ja ajan funk- tiona	(Vuorinen ja Axell 1980a)
Seeprakala (<i>Danio rerio</i>)	Juveniilit (60 pv)	7,12-dimetyyllibentso [a]-antraseeni	84	Ravinto	Suuri kuolleisuus, paino väheni, kasvaimia	(Spitsbergen ym. 2000)
Tyynenmerensilli (<i>Clupea pallasii</i>)	Juveniilit	Raakaöljy	57	Vesi	Immuneetti heikkeni	(Kennedy ja Farrell 2008)

3.2 PAH-yhdisteiden bioakkumulaatio, metabolia ja eliminaatio

Rasvaliukoisina PAH-yhdisteet kertyvät kaloihin pääasiassa kidusten ja ihon kautta passiivisesti diffuusion avulla tai kontaminoituneen ravinnon välityksellä (Tuvikene 1995). Ariesen ym. (1993) mukaan kampeloiden altistumisessa PAH-yhdisteille oleellisempaa oli suora kontakti sedimentille kuin altistuminen veteen tai ravinnon kautta. Suurin osa kalojen elimistöön kertyvistä PAH-yhdisteistä on naftaleeneja ja niiden johdannaisia (Aas ym. 2000). Maksaan kertyy enemmän pieniä (2–3-renkaisia) kuin suuria (4–5-renkaisia) hiilivetyjä (Aas ym. 2000, Kreitsberg ym. 2010). Tämä voi johtua pienten hiilivetyjen tehokkaammasta sisäänotosta tai suurimolekyylisten PAH-yhdisteiden tehokkaammasta metaboloitumisesta (Aas ym. 2000).

Joidenkin PAH-yhdisteiden (ja erityisesti dioksiinien) vaikutusten välittäjänä toimii aryylihiilivetyreseptori (AhR). Se on transkriptiotekijä, joka aktivoituu ulkoisen ligandin, kuten PAH-yhdisteisiin kuuluvan bentso[a]pyreenin, sitouduttua siihen. Tämän jälkeen AhR kuljetetaan tumaan, jossa se dimerisoituu ARNT:n (aryl hydrocarbon receptor nucleotranslocator) kanssa ja käynnistää tapahtumaketjun, joka johtaa vierasaineita metaboloivien entsyymien geenien (esim. P4501A1) transkriptioon (Kim ja Sheen 2000, Yu ym. 2008). PAH-yhdisteiden muuttamisesta haitallisiksi aineenvaihduntatuotteiksi vastaa pääasiassa sytokromi P450-perheeseen kuuluva CYP1A-entsyymi, joka katalysoi 7-ethoxyresorufin-*O*-de-etylaation välittämiä reaktioita (Stagg ym. 2000). Syntyneet vesiliukoiset metaboliitit ovat liikkuvampia ja reaktiivisempia sekä helpommin eritettäviä, mutta voivat olla emo-PAH-yhdistettä myrkyllisempiä (Tuvikene 1995, Billiard ym. 2008). Joidenkin PAH-yhdisteiden myrkyllisyys voi välittyä CYP1A-entsyymin aktiivisuuden kautta, kun taas toiset PAH-yhdisteet ovat myrkyllisiä sinällään, ja niiden toksisuutta CYP1A voi jopa heikentää. Lisäksi eri hiilivetyjen yhteisvaikutus voi vaihdella yksittäisten hiilivetyjen ominaisuuksista riippuen (Billiard ym. 2008). Aikaisempi altistus hiilivedyille indusoi CYP1A-entsyymiaktiivisuutta, minkä vuoksi kalat voivat myöhemmin sietää suurempia hiilivetypitoisuuksia, eli kalat voivat molekylaarisesti ”oppia” sietämään PAH-yhdisteitä (Egaas ja Varanasi 1982, Billiard ym. 2008). Näitä yhdisteitä parhaiten sietävät kalat myös todennäköisesti valikoituvat seuraavaan sukupolveen ja kasvattavat populaation sietokykyä. Rasvapäämudun (*Pimephales promelas*) PAH-yhdisteiden sieto laboratoriokeudessa kasvoi 30 % jo seuraavassa sukupolvessa (Diamond ym. 1995).

PAH-metaboliitit poistuvat elimistöstä joko maksan ja sapen välityksellä ulosteiden mukana tai munuaisten kautta virtsan mukana (Kreitsberg ym. 2010). PAH-yhdisteiden metaboloituminen ja eliminoituminen riippuvat monista tekijöistä, mutta kaloilla metabolointi on yleensä nopeaa ja alkaa lähes välittömästi (Upshall ym. 1993, Meador ym. 1995). Turskan maksassa PAH-yhdisteiden pitoisuus oli suurimmillaan kolmantena päivänä altistuksen aloittamisesta, minkä jälkeen pitoisuudet pienentyivät tehokkaan metabolian ansiosta (Aas ym. 2000). Sen sijaan sapen PAH-metaboliittien pitoisuudet ja maksan EROD-aktiivisuus (ethoxyresorufin-*O*-deethylase) kasvoivat koko 30 päivän altistusjakson ajan (Aas ym. 2000). Juveniileissa kirjolohissa PAH-metaboliittien pitoisuus oli suurimmillaan sapessa neljäntenä päivänä suun kautta annetusta kerta-annoksesta ja oli altistusta edeltävän suuruinen jo 12. päivänä (Upshall ym. 1993). Eri PAH-yhdisteiden pitoisuudet kalassa vakioituivat seitsemän päivän kuluessa 36 vuorokauden jatkuvan altistuksen aikana, ja altistuksen loputtua sapen PAH-metaboliittien puoliintumisajat olivat samaa suuruusluokkaa kuin emo-PAH-yhdisteiden eli 2–33 päivää (Jonsson ym. 2004).

Laboratoriokokeissa raakaöljyn vesiliukoiselle fraktiolle altistettujen ahventen (*Perca fluviatilis*) sappeen kertyi metaboliiteista erityisesti 1,2-hydroksikryseeniä, mutta myös 1-hydroksifenantreenia ja 1-hydroksipyreeniä, joistakin kaloista löytyi lisäksi 2-hydroksinaftaleenia (Vuorinen ym. 2003). Itämerestä pyydettyistä ahvenista, lohista (*Salmo salar*) ja turskista sen sijaan löytyi vain 1-hydroksipyreeni-metaboliittia, mutta kivinilkoista (*Zoarces viviparus*) ja joistakin kampeloista, jotka molemmat ovat pohjakaloja, havaittiin lisäksi 1-hydroksifenantreenia (Vuontisjärvi ym. 2004). Sköldvikistä Porvoon öljynjalostamon läheltä pyydettyjen ahventen sapessa oli 1-hydroksipyreeniä kolminkertaisesti vertailualueen (Sipoo) ahveniin nähden (Vuorinen ym. 2003). Itämerestä pyydettyjen lohien sapessa pienen 1-hydroksipyreenipitoisuus oli Ahvenanmeren lohissa, Perämeren lohien sapessa oli selvästi enemmän 1-hydroksipyreeniä samoin Latvian kalastusvyöhykkeen ja Daugava-joen edustan lohissa (Vuorinen ym. 2003).

Sapen PAH-metaboliitteja voidaan mitata nestekromatografisesti (HPLC-menetelmä fluoresenssidetektorilla), jolloin saadaan selville käytettävissä olevien standardien mukaisesti yksittäisten metaboliittien pitoisuudet. Fluorometrisesti PAH-metaboliitteja voidaan mitata skannaamalla spektri vakioaallonpituuserolla (SFS-menetelmä), jolloin saadaan tietoa erityyppisistä PAH-yhdisteistä, tai mittaamalla fluoresenssi kiinteällä aallonpituudella (FF-menetelmä), jolloin saadaan tulokseksi tietyn tyyppisten PAH-metaboliittien kokonaispitoisuus (Vuontisjärvi ym. 2004, Vuorinen ym. 2006). FF- ja SFS-menetelmissä näyte eli sappi ei vaadi muuta käsittelyä kuin laimennuksen, ja mittaamiseen tarvitaan fluorometri. HPLC-menetelmässä sappi vaatii enemmän esikäsittelyä; se pitää ensin hydrolysoida ja suodattaa, ja tarvittava laite, nestekromatografi, on kalliimpi kuin fluorometri. FF-menetelmän pääteltiin suhteellisen yksinkertaisena ja edullisena soveltuvan hyvin PAH-metaboliittien mittaamiseen kalojen sappinäytteistä (Vuontisjärvi ym. 2004, Vuorinen ym. 2006, Lehtonen ym. 2006). Sapen PAH-metaboliittien pitoisuus kuvaakin hyvin kalojen altistumista näille yhdisteille ja soveltuu PAH-altistumisen indikaattoriksi. Emo-PAH-yhdisteiden analysoiminen esimerkiksi kalan lihaksesta on huomattavasti työläämpää kuin sappimetaboliittien analysoiminen. Se vaatii homogoinnin, uuton, konsentroinnin ja suodatuksen ennen nestekromatografilla analysointia.

3.3 Genotoksiset vaikutukset, apoptoosi, kudosisvauriot ja immunotoksisuus

PAH-yhdisteet itsessään voivat vaikuttaa suoraan solun hydrofobisiin osiin aiheuttaen molekyylien epämuodostumista ja toimintahäiriöitä (Tuvikene 1995, Schirmer ym. 1998), mutta varsinaiset myrkylliset reaktiot syntyvät yhdisteiden aineenvaihduntatuotteiden välityksellä (Tuvikene 1995, Billiard ym. 2008). Suoria soluviljelmän kidussoluille myrkyllisiä vaikutuksia todettiin 16:sta prioriteetti-PAH-yhdisteestä naftaleenilla, fenantreenilla, fluoreenilla, asenaftyleenillä sekä asenafteenilla (Schirmer ym. 1998). Nämä kaikki ovat vesiliukoisia 2- tai 3-renkaisia hiilivetyjä, joista vain naftaleenin arveltiin voivan olla myrkyllinen soluille ympäristössä esiintyvissä pitoisuuksissa (Schirmer ym. 1998). Haitallisin ja eniten tutkittu PAH-yhdiste on 5-renkainen bentso[a]pyreeni.

PAH-yhdisteiden metaboliatuotteet voivat sitoutua kovalenttisesti DNA:han (DNA-adduktit), RNA:han tai proteiineihin ja aiheuttaa mutaatioita sekä toimintahäiriöitä (Amat ym.

2006). DNA:n rikkoutumisesta voi seurata mutaatioita, kromosomipoikkeamia sekä syöpää. Solunjakautumisen häiriöt saattavat ilmetä mikrotumien muodostumisena, ja niiden määriä voidaan käyttää epäspesifisenä indikaattorina/biomarkkerina genotoksisuudesta (van der Oost ym. 2003). Liettuun rannikolla syksyllä 2001 tapahtuneen Butingen öljyterminaalien öljyvuo-
don jälkeen kampeloiden punasoluissa mikrotumien määrä kasvoi, ja samaan aikaan sapen PAH-metaboliittien pitoisuudet olivat suurimmillaan (Barsiene ym. 2006). Lisäksi PAH-metaboliitit aiheuttavat oksidatiivista stressiä lisäämällä reaktiivisten happiradikaalien syntymistä, jotka puolestaan lisäävät solu- ja DNA-vaurioita (Livingstone 2001, Billiard ym. 2008). Ruotsin rannikolla tehdyssä kenttäkokeessa ahventen DNA-adduktien määrä oli 10–20 kertaa suurempi tehtaan PAH-päästöjen läheisyydessä kuin 28 km kauempana. PAH-yhdisteiden aiheuttamia DNA-addukteja löytyi useista kudoksista ja elimistä. Lisäksi maksassa oli pahoja kudostavaurioita, ja tehtaan lähellä kalat olivat pienempiä (Ericson ym. 1998). Myös monet laboratoriotutkimukset ovat osoittaneet, että kroonisessa altistuksessa PAH-yhdisteet kertyvät kalojen kudoksiin ja aiheuttavat DNA-vaurioita (Hellou ym. 1994, French ym. 1996, Aas ym. 2000, Baussant ym. 2001, Nigro ym. 2002).

Sekä kenttä- että laboratoriokokeissa on havaittu, että PAH-yhdisteet voivat laukaista ohjelmoidun solukuoleman eli apoptoosin. PAH-altistuksessa esimerkiksi ankeriaan (*Anguilla anguilla*) punasolujen apoptoosi lisääntyi (Nigro ym. 2002). Öljyn saastuttamassa pohja-aineuksessa kuoriutuneiden kyttyrälohen (*Oncorhynchus gorboscha*) poikasten kehitys oli hidastunut, mikä todettiin suurempana ruskuaisen ja glykokeenin määränä. Poikasten sukupuolirauhasissa esiintyneen apoptoosin arveltiin voivan heikentää yksilön tulevaa lisääntymiskykyä, mikä havaittiin kyttyrälohella neljä vuotta Exxon Valdez -onnettomuuden jälkeen (Marty ym. 1997a). Lisääntyntä apoptoosia on todettu myös Göteborgin satama-alueen kivinilkköjen punasoluissa (Frenzilli ym. 2004) sekä PAH-yhdisteelle altistettujen pilkkupiikkimonniin (*Ictalurus punctatus*) munarauhasissa (Weber ja Janz 2001). Aromaattiset hiilivedyt voivat aiheuttaa myös valkosolujen apoptoitumista, mikä puolestaan voi heikentää kalojen vastustuskykyä taudeille ja loisille (Reynaud ym. 2004).

Kalojen immuunijärjestelmä on hyvin herkkä PAH-yhdisteille, jotka voivat heikentää sekä spesifistä että epäspesifistä immuunipuolustusta (Reynaud ja Deschaux 2006). Öljylle altistuneissa kaloissa voi olla infektioiden ja loisien aiheuttamia vaurioita kiduksissa, evissä ja ihossa (Reynaud ja Deschaux 2006). Vauriot kalan pintakudoksissa, kuten ihossa ja kiduksissa, voivat vaikuttaa hengitykseen, osmoregulaatioon, happo-emästasapainoon ja typen aineenvaihduntatuotteiden eritykseen (Bols ym. 2001).

Kalojen hankittu immuniteetti muistuttaa nisäkkäiden immuunijärjestelmää soluvälitteisine ja humoraalisine immuunipuolustuksineen. Vasta-aineita tuottavia immuunisoluja, jotka ovat analogisia nisäkkäiden B-lymfosyyteille, on kalojen pernassa ja munuaisissa (Zelikoff 1998). PAH-yhdisteet estävät valkosolujen (lymfosyytit ja magrofagit) kehittymistä ja muodostavat niihin DNA-addukteja sekä reaktiivisia happiradikaaleja (Carlson ym. 2002, Skouras ym. 2003). Öljyaltistuksessa kalojen lysosyymi-entsyymien pitoisuudet plasmassa pienenevät, mikä lisää kalojen infektiotalttiutta, sillä nämä entsyymit hajottavat bakteerien solukalvojen polysakkarideja (Skouras ym. 2003).

3.4 Vaikutukset osmoregulaatioon, aineenvaihduntaan, kasvuun ja hormonijärjestelmään

Toksiset yhdisteet lisäävät kidusepiteelin läpäisevyyttä vedelle ja ioneille ja vaikeuttavat osmoregulaatiota (Schirmer ym. 1998). Vesi- ja ionitasapainon ylläpitoon kuluu enemmän energiaa, mikä voi vaikuttaa negatiivisesti kasvuun ja lisääntymiseen. Öljy-yhdisteillä voi olla epäsuoria vaikutuksia osmoregulaation kidusten toimintaa säätelevien välittäjäaineiden (katekolamiinien) ja immuunipuolustuksen heikkenemisen kautta tai suoria vaikutuksia kidusten vaurioitumisen kautta (Wendelaar Bonga ja Lock 1992).

PAH-yhdisteet vaikuttavat kalojen energia-aineenvaihduntaan ja kasvuun, kuten ilmeni lohien jokipoikasia raakaöljylle altistettaessa (Vignier ym. 1992). Altistuminen kiihdyttää maksan glykogenolyysia sekä glykolyysia eli energiavarastojen pilkkomista ja käyttämistä. Maksan glykogeenipitoisuus pienenee ja energiavarastojen uusiutuminen hidastuu. Esimerkiksi naftaleenille altistettujen kirjolohien intermediaariaineenvaihdunta kiihtyi, eli glykogeenin ja glukosin hajotus kiihtyivät; energiaa kului myrkyllisen yhdisteen metaboloimiseen ja erittämiseen, joten sitä oli vähemmän käytettävissä kasvuun tai varastoitavaksi (Tintos ym. 2007). Suurentuneen energiankulutuksen ohella öljylle altistettujen kalojen ravinnonotto ja ravinnonkäytön tehokkuus heikkenevät (Vignier ym. 1992, Omoregie ja Ufodike 2000).

Öljy-yhdisteille altistuminen johtaa kasvun hidastumiseen ja jopa painon pienenemiseen (ks. taulukko 5). Mitä suurempia altistuspitoisuudet ovat, sitä hitaammin kalat kasvavat tai ne menettävät enemmän painoa (Vuorinen ja Axell 1980b, Omoregie ja Ufodike 2000, Morales-Nin ym. 2007). Esimerkiksi juveniileilla piikkikampeloilla (*Scophthalmus maximus*) tehdyissä kasvatuskokeissa raskaalla polttoöljyllä käsiteltyä ravintoa saaneiden kalojen somaattinen kasvu oli heikkoa, ja suurimmissa altistuspitoisuuksissa paino väheni (Saborido-Rey ym. 2007). Erityisesti pohjalla elävät lajit altistuvat sedimentteihin kertyneille hiilivedyille. Öljykontaminaatio ravinnon tai sedimenttien kautta hidastaa kalan kasvua ja aiheuttaa kudosaivourioita mm. kiduksissa ja maksassa (Morales-Caselles ym. 2006). Tällöin kalan kyky kilpailla ravinnosta ja petojen karttaminen on heikompaa (Saborido-Rey ym. 2007).

PAH-yhdisteet voivat muistuttaa tiettyä hormonia ja muuttaa sen välittämiä toimintoja tai vaihtoehtoisesti estää hormonin luonnollisen toiminnan osittain tai kokonaan (Monteiro ym. 2000b). Esimerkiksi monet PAH-yhdisteistä voivat vaikuttaa lisämunuaisen tuottaman kortisolihormonin toimintaan joko muuttamalla sen pitoisuuksia plasmassa tai sen välittämiä fysiologisia prosesseja. Kortisoli lisää elimistön kykyä kestää stressiä ja on tärkeä energia-aineenvaihdunnan, lisääntymisen, kasvun ja immuunijärjestelmän toiminnan säätelyssä (Tintos ym. 2007). Pitkäaikainen altistus PAH-yhdisteille pienentää plasman kortisolipitoisuutta stressitilanteessa ja kiihdyttää energiavarastojen hupenemista (Hontela ym. 1992, Tintos ym. 2007). Vähäinen kortisolimäärä heikentää stressistä selviytymistä (Gesto ym. 2008).

PAH-yhdisteet häiritsevät myös sukupuolihormonien synteesiä ja toimintaa ja saattavat vaarantaa kalojen lisääntymisen öljyn saastuttamilla alueilla (Monteiro ym. 2000b).

3.5 Vaikutukset kalojen lisääntymiseen

Sekä vähittäiset pitkäaikaiset että suuret äkilliset öljyvuodot voivat vaikuttaa vedessä elävien eliöiden lisääntymismenestykseen ja sitä kautta populaatioiden kokoon. PAH-yhdisteet vai-

kuttavat kalojen kaikkiin elämänsykliin vaiheisiin, erityisesti alkionkehitykseen (Billiard ym. 2008). Vaikutukset voivat altistuksen päätyttyäkin ilmetä vasta myöhemmissä kehitysvaiheissa (esim. alkioiden altistus voi näkyä vasta ruskuaispussipoikasvaiheessa) ja voivat ulottua seuraavaan sukupolveen (eli emojen altistuminen näkyy jälkeläisissä) tai jopa useamman sukupolven yli (Diamond ym. 1995, White ym. 1999, Pollino ym. 2009). Ajankohta, tapahtumapaikka ja sääolot kuitenkin vaikuttavat öljyonnettomuuden haitallisuuteen kalojen lisääntymiselle. Eri lajit altistuvat öljylle eri tavoin riippuen lajikohtaisesta lisääntymiskäyttäytymisestä. Esimerkiksi helmikuussa vuonna 1979 Latvian rannikolla Ventspilsin edustalla tapahtuneen Antonio Gramsci aluksen öljyonnettomuuden jälkeisenä kesänä kilohailin (*Sprattus sprattus*) lisääntymisessä ei havaittu suuria muutoksia, mutta öljyn määrä ja myrkyllisyys olivat oleellisesti vähentyneet ennen lisääntymiskauden alkua. Lisäksi kilohailin munat kelluvat kymmenien metrien syvyydessä, jolloin ne ovat osittain suojassa öljyn vaikutuksilta (Parmanne ja Axell 1980). Myöskään Ahvenanmaalla ei havaittu vaikutuksia kalojen kutupaikkoihin, mätiin tai poikasiin, mutta ajautuessaan rantaan öljy oli ollut vedessä jo useita viikkoja, ja myrkyllisimmät yhdisteet olivat ehtineet haihtua (Lehtonen ym. 1980). Vaikutukset lisääntymiseen voivat olla myös epäsuoria. Esimerkiksi kutevien silakoiden määrä väheni Ruotsin rannikolla Södertäljen edustalla vuonna 1977 lokakuussa tapahtuneen Tsesis-aluksen onnettomuuden jälkeen (yli 1 000 tn polttoöljyä pääsi mereen ja peitti 34 km²) (Elmgren ym. 1983). Lisäksi kuoriutuneiden poikasten osuus väheni: 25 % kuoriutui verrattuna puhtaan alueen 54 %:iin (Aneer ja Nellbring 1982), mikä saattoi johtua suorien myrkyvaikutusten lisäksi katkojen ja siirujen määrän vähenemisestä, sillä niillä voi olla tärkeä merkitys mätimunien puhtaanapidossa (Birtwell ja McAllister 2002). Syy-yhteyttä on usein hankala osoittaa, joten öljyonnettomuuden vaikutusten tarkka ennustaminen on vaikeaa.

3.5.1 Vaikutukset sukupuolihormoneihin ja lisääntymistoimintoihin

PAH-yhdisteet voivat kertyä rasvapitoisiin elimiin, kuten sukurauhasiin, ja aiheuttaa lisääntymishäiriöitä (Monteiro ym. 2000b). Yhdisteiden vaikutukset voivat olla erilaisia yksilön sukupuolesta ja sukukypsyysasteesta sekä PAH-yhdisteestä riippuen (Logan 2007). PAH-yhdisteiden vaikutukset voivat välittyä aivolisäkkeen endokriinisten solujen P4501A1-indusoitumisen kautta; näiden solujen tuottama gonadotropiinihormoni puolestaan säätelee sukupuolirauhasen toimintaa (Andersson ym. 1993). Yhdisteiden vaikutusmekanismit ovat monimutkaisia, ja niihin kuuluu myös sukupuolihormonireseptorien väheneminen sekä steroidogeneesin entsyymien inhibitio (Monteiro ym. 2000b).

Juveniilit kalat, jotka ovat altistumisen aikana saavuttamaisillaan sukukypsyyden, ovat erityisen herkkiä PAH-yhdisteiden vaikutuksille (Gesto ym. 2009). Juveniileilla naaraskaloilla on havaittu öljyn ja PAH-yhdisteiden, kuten yleensäkin pollutanttien, vaikutuksesta sukupuolihormonien biosynteesin häiriintymistä, plasman sukupuolihormonien ja vitellogeniinin pitoisuuksien pienenemistä, munarauhasen ja munasolujen kehityshäiriöitä, ovaarioiden kasvun hidastumista ja häiriöitä sukukypsyyden saavuttamisessa (Thomas ja Budiantara 1995, Tintos ym. 2007). Esimerkiksi juveniilien piikkikampeloiden plasman testosteroni- ja estradiolipitoisuudet pienenivät raakaöljylle altistettaessa (Martin-Skilton ym. 2006, 2008).

Aivolisäkkeen erittämä gonadotropiinihormoni käynnistää sukupuolihormonien tuotannon, stimuloi munasolujen kasvua ja lopulta ovulaatiota. Ovaarioista erittyy plasmaan estra-

diolia, joka stimuloi maksan vitellogeniinin tuotantoa. Vitellogeniini kuljetetaan maksasta veren välityksellä kehittyviin munasoluihin ruskuaisen ainesosiksi, jolloin munasolut kasvavat. Vitellogeneesiin häiriintyminen voi johtaa lisääntymisen epäonnistumiseen (Nicolas 1999). PAH-yhdisteet voivat häiritä vitellogeneesiä joko suoraan vaikuttamalla aivojen välittäjäaine-toimintaan tai epäsuorasti sukupuolihormonien kautta. Altistuskokeessa naftaleeni aiheutti kirjolohinaaraille muutoksia aivojen välittäjäaineiden pitoisuuksissa ja toiminnassa, jolloin myös vitellogeneesi häiriintyi (Gesto ym. 2009). PAH-yhdisteille altistaminen vähensi naaraan plasman estradiolipitoisuuksia (Monteiro ym. 2000a, Monteiro ym. 2000b). Sen sijaan PAH-yhdisteet lisäsivät sukukypsien koiraspuolisten kirjolohien ja kultakalojen (*Carassius auratus*) testosteronin tuotantoa, minkä johdosta populaation yksilöiden kutuvalmius voi jopa eriaikais- tua (Evanson ja Van Der Kraak 2001). Vuoden 1987 Antonio Gramsci aluksen onnettomuuden vaikutusalueen silakoiden maksan suhteellinen koko (LSI) oli kaksinkertainen vertailualueen silakoihin nähden ja vastaavasti ovaarioiden suhteellinen koko (GSI) oli pienempi, minkä ar- veltiin kuvaavan silakan lisääntymisfysiologian häiriintymistä (Urho 1991).

3.5.2 Vaikutukset varhaisiin kehitysvaiheisiin

Kalojen varhaiset kehitysvaiheet ovat usein kaikkein herkimpiä myrkyllisille yhdisteille (von Westernhagen 1988, Weis ja Weis 1989, Billiard ym. 2008); ne eivät pysty kanttamaan pääs- töjä, ja niiden solunjakautuminen ja aineenvaihdunta massayksikköä kohti on vilkasta. Raa- kaöljyn hiilivedyt aiheuttavat solukalvovaurioita ja lisäävät solukalvojen läpäisevyyttä ja häiritsevät siten hedelmöitymistä sekä solunjakautumisia ja alkiolevyn muodostumista (von Westernhagen 1988). Solunjakautuminen voi viivästyä ja olla epäsäännöllistä. Epänormaali solunjakautuminen johtaa epäsäännöllisen alkiolevyn ja gastrulan muodostumiseen ja epänor- maaliin kehitykseen sekä kuolleisuuden lisääntymiseen alkionkehityksen eri vaiheissa tai epä- normaalien poikasten kuoriutumiseen (von Westernhagen 1988, Kocan ym. 1996a, Cingi ym. 2010). Kehityksessä tapahtuvia muutoksia voidaankin yleensä havaita vasta, kun ne myöhem- mässä kehitysvaiheessa lisäävät kuolleisuutta.

Öljyperäiset aineet aiheuttavat samanlaisia epänormaalisuuksia kuin muutkin myrkylliset aineet tai stressitekijät (von Westernhagen 1988). Nopeasta metaboloitumisesta ja monenlai- sista vaikutusmekanismeista johtuen PAH-yhdisteiden teratogeeniset vaikutukset eivät kuiten- kaan välttämättä ole additiivisia toisin kuin esimerkiksi planaaristen halogenoitujen aromaati- sten hiilivetyjen, kuten dioksiinien, vaikutukset (Billiard ym. 2008). Heti hedelmöityksen jälkeen eli kiivaassa jakautumisvaiheessa altistuvat alkioit ovat herkempiä ympäristöperäisel- le stressille kuin gastrulaation läpikäyneet alkioit (von Westernhagen 1988, Cingi ym. 2010). Tämä on von Westernhagenin (1988) katsauksen mukaan osoitettu useissa tutkimuksissa si- lakalla (Kühnhold 1972), turskalla (Kühnhold 1972, Davenport ym. 1979), punakampelalla (*Pleuronectes platessa*) (Kühnhold 1972), hauella (*Esox lucius*) (Häkkiä ja Niemi 1973), kampilalla ja monilla muilla merikaloiilla (Wilson 1972) altistuksissa raakaöljyn uutteille ja esimerkiksi metyyli-naftaleenille. Öljyn myrkyllisyys kalan alkioille johtuu nimenomaan öljys- tä liukenevista PAH-yhdisteistä, joita alkioihin kertyy jo pitoisuuksissa alle mikrogramma lit- rassa, eikä öljyn suorasta kontaktista munan kuoreen (Carls ym. 2008, Carls ja Meador 2009). Munan kuori ei läpäise suuria molekyyliä, mutta pienimolekyyliset PAH-yhdisteet pääsevät helposti diffuusiolla kuoren läpi ruskuaista ja kehittyvää alkioita ympäröivään perivitelliinies-

teeseen (Petersen ja Kristensen 1998). Varhainen altistus vaikuttaa myös myöhempien kehitysvaiheiden öljy-yhdisteiden detoksikatioon. Mitä varhaisemmassa kehitysvaiheessa alkio altistuu öljy-yhdisteille, sitä hitaampaa myrkyllisten yhdisteiden erittäminen on ruskuaispussi-poikasvaiheessa (Kocan ja Landolt 1984). Ympäristöstä tulevan suoran altistuksen lisäksi myrkylliset yhdisteet voivat siirtyä emon kudoksista kehittyvien munasolujen rasvapitoiseen ruskuaiseen ja aiheuttaa myöhemmin alkioissa ja kuoriutuvissa poikasissa epämuodostumia mm. selkärankaan, sydänpussin edemaa sekä lisääntynyttä stressiherkkyyttä (Pollino ym. 2009).

Alkioiden rasvapitoisuus on suhteellisesti suuri, joten rasvaliukoiset yhdisteet kertyvät helposti kehittyviin alkioihin, joiden biotransformaatiokyky on vielä rajoitunutta (Petersen ja Kristensen 1998). Rasvaliukoisten yhdisteiden, joiden oktanoli-vesi-jakautumiskerroin (K_{ow}) on > 5 ja joihin monet PAH-yhdisteistäkin kuuluvat, pitoisuudet kehittyvän kalan kudoksissa ovat suurimmillaan poikasen siirtyessä käyttämään ulkopuolista ravintoa eli sen rasvavarastojen ollessa pienimmillään (Foekema ym. 2012). Myrkyvaikutuksia voikin siksi ilmetä juuri tässä vaiheessa. Esimerkiksi kyttyrälohen alkionkehitys kestää 6–8 kuukautta, jona aikana alkioihin voi kertyä paljon PAH-yhdisteitä. Ne säilyvät kehittyvän alkion ruskuaisessa, joten öljyn myrkylliset vaikutukset saattavat ilmetä vasta myöhemmässä poikasvaiheessa, kun ruskuaispussin PAH-yhdisteet siirtyvät elimistöön tai vasta aikuisessa kalassa (Rice ym. 2001). PAH-yhdisteet kertyvät ruskuaisen lisäksi erityisesti alkion hermo- ja silmäkudoksiin, minkä vuoksi poikasissa voi ilmetä erityisesti kyttyräselkäisyyttä ja silmän pigmentoitumishäiriöitä (Hannah ym. 1982).

Kenttä- ja laboratoriokokeissa kalojen varhaisten kehitysvaiheiden altistuminen öljylle tai PAH-yhdisteille on aiheuttanut alkioiden kuolleisuutta, kuoriutumisen eriaikaistumista, neuroonaalista apoptoosia, selkärangan epämuodostumia ja edemaa, anemiaa, sisäistä verenvuotoa, sydämen ja verenkiertoelimistön toimintahäiriöitä sekä ruskuaispussi-poikasten käyttäytymismuutoksia, kehityshäiriöitä, kudosvaurioita ja kasvun hidastumista (Vuorinen ja Axell 1980a, McGurk ja Brown 1996, Marty ym. 1997b, Brinkworth ym. 2003, Billiard ym. 2008, Incardona ym. 2009, Carls ja Thedinga 2010). Silakan hedelmötetyllä mädillä tehdyissä altistuskokeissa raakaöljy vaikutti pitoisuuksien suhteessa alkioiden kuolleisuuteen ja pienensi silakan poikasten kuoriutumisprosenttia; se jäi 10 %:iin vertailuryhmästä öljypitoisuudessa 36 mg/l (Vuorinen ja Axell 1980b). Alkiovaiheessa raakaöljylle altistettujen kyttyrälohien eloonjäanti meressä oli 15 % pienempi kontrollikaloihin verrattuna, mikä saattoi johtua niiden hitaammas kasvusta (Heintz ym. 2000). Monien lajien alkio- ja poikasvaiheet kelluvat lähellä pintaa ja joutuvat näin kosketuksiin öljy-yhdisteiden sekä UV-säteilyn kanssa. UV-säteilyn on todettu lisäävän fotokemiallisten reaktioiden kautta PAH-yhdisteiden myrkyllisyyttä (Arfsten ym. 1996, Barron ja Ka'Aihue 2001).

Raakaöljyn hiilivedyt vähentävät alkioiden aktiivisuutta, mikä ilmenee sydämen syketiheydessä, rintaevien liikkeissä ja alkion kääntelemisessä (von Westernhagen 1988), jotka kaikki ovat tärkeitä alkion hapensaannin ja aineenvaihduntatuotteiden poiston kannalta. Passiivisuus heikentää myös kuoriutumisen onnistumista, sillä poikasen liikkeet edistävät kuoriutumisesiintymistä ja kuoriutumista (ks. Keinänen 2002). Öljy-yhdisteet voivat vaikuttaa poikasten kuoriutumiseen myös vaikuttamalla kuoriutumisesiintymisen synteisiin ja aktiivisuuteen. Organogeenisvaiheessa olleiden 25 päivän ikäisten kirjolohien alkioiden altistaminen bentso[a]pyreenille johti kuoriutumisen viivästymiseen kolmella päivällä (Kocan ja Landolt 1984).

PAH-yhdisteiden vaikutukset tyynenmerensillissä (*Clupea pallasii*) kohdistuivat erityisesti alkion kehittyvään sydämeen, mikä johti sydämen toiminnan häiriöihin, kuten sydänpussin edeman kehittymiseen sekä rytmihäiriöihin (Incardona ym. 2009). Öljy-yhdisteille altistuminen pienensi sydämen sykkeen ja hengityksen taajuutta sekä alkio- että ruskuaispussipoikasvaiheessa (Stasiunaite 2003b). Suurille raakaöljypitoisuuksille altistetuilla seeprakalan (*Danio rerio*) alkioilla oli sydämen kehityshäiriöitä, ja alkiot tuhoutuivat ennen kuoriutumista. Pienille öljypitoisuuksille altistuminen alkiovaiheessa näkyi vuoden kuluttua aikuisissa seeprakaloissa sydämen morfologisina muutoksina ja sydämen vajaatoimintana, mikä puolestaan ilmeni heikkona uintikykyä (Hicken ym. 2011). PAH-yhdisteistä aiheutuvat sydämen kehityshäiriöt kalan alkioissa riippuvat yhdisteestä tai niiden seoksen koostumuksesta (Billiard ym. 2008).

Suurissa PAH-pitoisuuksissa varhaisissa kehitysvaiheissa kuolema usein seuraa narkoosista. Hauen poikasille raakaöljyn viiden vuorokauden LC50-arvoksi tuli 35 mg/l (Vuorinen ja Axell 1980b). Monien kalalajien ruskuaispussipoikaset eivät ui vapaasti tai uivat vain ajoittain tai vajavaisesti, joten ne ovat alttiita pedoille. Lyhytaikaisen öljy-yhdisteille altistumisen akuutteja vaikutuksia kalanpoikasiin ovat hajuaihtisolujen vaurioituminen, aineenvaihdunnan muutokset ja hidastunut kasvu. Sekä Eiran vuonna 1984 että Antonio Gramscin vuoden 1987 onnettomuuden yhteydessä todettiin silakan vastakuoriutuneissa poikasissa selkäjanteen loppuosan kihartumista (Hudd ym. 1987, Urho 1991), joka saattoi vaikuttaa niiden selviämiseen. Altistuminen suoraan vedessä olevalle öljylle tai välillisesti ravinnon kautta hidastaa kasvua (Vignier ym. 1992, Morales-Nin ym. 2007). Hauen poikasten kasvu heikkeni pitoisuuksien 0,1, 2,2 ja 5,2 mg/l suhteessa 15 vuorokauden altistuksessa raakaöljylle, ja poikasten kiduksissa ja suolessa oli kudosaivuriaita (Vuorinen ja Axell 1980b). Kasvun hidastuminen kirjolohen ruskuaispussivaiheessa johtui ainakin osittain ruskuaisen ravinteiden heikentyneestä imeytymisestä (Stasiunaite 2003b). Ruskuaispussivaiheen pitkittyminen sekä kasvun hidastuminen voivat lisätä kuolleisuutta. Kasvun hidastuminen voi johtua myös siitä, että myrkyllisten yhdisteiden poistoon kuluu paljon energiaa. Mitä suuremmille pitoisuuksille juveniilit kalat altistuvat, sitä hitaampaa kasvu on (Vuorinen ja Axell 1980b, Morales-Nin ym. 2007). Häiriöt ravinnonotossa ja kasvussa voivat vaikuttaa myöhempään selviytymiseen, sillä pienet kalat joutuvat helposti petojen saaliiksi, mikä voi johtaa populaatiokoon pienentymiseen (Rice ym. 2001).

3.6 Vaikutukset kalakantoihin

Vaikutukset kalakantoihin riippuvat öljyvuodon suuruudesta, ajankohdasta ja saastuneen alueen geografisista piirteistä. Suurin osa öljyonnettomuuksista tapahtuu rannikkoalueella, jolloin mahdolliset haittavaikutukset kalakantoihin ovat paljon suuremmat kuin avomerellä. Mallilaskelmissa litoraalivyöhykkeen kalojen toipuminen pahasta öljyvahingosta olisi hitaampaa kuin pelagisten kalojen vielä kymmenen vuoden kuluttua onnettomuudesta (Lecklin ym. 2011). Kalakantakohtainen uhka riippuu myös lajin käyttäytymisestä. Pelagisiin lajeihin kohdistuvat vaikutukset voivat jäädä lyhytaikaisiksi, kun taas pohjalla elävät lajit voivat altistua öljy-yhdisteille jopa vuosien tai vuosikymmenten ajan onnettomuuden jälkeen (Short ym. 2007). Lajin lisääntymisaikana ja -paikalla tapahtuvalla öljyaltistuksella voi olla hyvinkin vakavia pitkäaikaisvaikutuksia populaatioon. Erityisen haavoittuvia ovat lajit, joiden kannat ovat pieniä ja lisääntymisalueet rajalliset. Lajien välillä voi olla eroja myös öljyperäisten aineiden metaboloinnissa ja vaikutuksissa. Öljy voi saastuttaa kalojen lisääntymis- tai syönnösalueet hei-

kentäen poikastuotantoa ja aikuisten kalojen yleiskuntoa. Vuoden 1984 Eiran Merenkurkussa tapahtuneen öljyonnettomuuden jälkeen alueen silakanpoikasissa todettiin epämuodostumia, ja ne olivat tavallista pienikokoisempia (Hudd ym. 1987). Gilliersin ym. (2006) mukaan on mahdollista, että 1999 Biskajanlahdella tapahtunut Erika-aluksen öljyonnettomuus heikensi juveniilien merianturoiden (*Solea solea* L.) kasvua ja yleiskuntoa niiden siirryttyä saastuneelle alueelle muutama kuukausi onnettomuuden jälkeen.

Suuria kalakuolemia on dokumentoitu vain harvoin, koska pitoisuudet vedessä eivät useinkaan ole tappavia, vaikka kyseessä olisi isokin öljyvuoto. Lisäksi monet kaloista pystyvät havaitsemaan öljyn ja karttamaan öljyntyneitä alueita. Öljytankkerionnettomuuksien jälkeen on havaittu joidenkin lajien hävinnan saastuneilta alueilta kokonaan tai osittain (Dipper ja Thia-Eng 2000). Vuonna 1996 Bristolin kanaalissa Iso-Britannian länsirannikolla tapahtuneen Sea Empress öljytankkerin onnettomuuden vaikutukset jäivät vähäisiksi suuresta öljymäärästä huolimatta (Law ym. 1997). Tämän arveltiin johtuneen tavanomaista kylmemmästä keväästä, jolloin myös kalojen ja äyriäisten ravinnonotto ja aktiivisuus olivat vähäisempiä. Öljyonnettomuuksien vaikutuksia kalastoon voi vähentää se, että monilla kalalajeilla on suuri lisääntymispotentiaali (Lindgren ja Lindblom 2004).

Öljyonnettomuuden akuuttien vaikutusten sijaan todennäköisesti haitallisempia ovat pitkäaikaiset eli krooniset vaikutukset kaloihin sekä ekosysteemiin ja sen toimintaan. Pitkäaikaisia tutkimuksia on tehty suhteellisen vähän, mutta esimerkiksi kyttyrälohella havaittu suuri alkiokuolleisuus vuosina 1989–1993 sekä tyynenmerensillin kantojen romahtaminen samoihin aikoihin saattoivat olla jälkiseurauksia Exxon Valdez -aluksen öljyonnettomuudesta (Bue ym. 1998, Thorne ja Thomas 2008). Kasvualueellaan öljylle altistuneiden tyynenmerensillien lisääntymismenestys oli heikompi kuin puhtaan alueen yksilöillä (Kocan ym. 1996b). Keväällä 1996 meribassin (*Dicentrarchus labrax* L.) lisääntymisaikaan sattunut Sea Empress öljytankkerin onnettomuus heikensi kyseisen vuosiluokan selviytymistä ja pienensi alueella esiintyvän populaation kokoa (Lancaster ym. 1998). Saastuneen alueen poikaset kasvoivat muuttumatomasta ravintotilanteesta huolimatta hitaasti eivätkä yltäneet tulevasta talvesta selviytymisen kannalta kriittiseen pituuteen.

Öljyonnettomuuksien vaikutukset pohjaeliöyhteisöihin voivat pitkällä aikavälillä vaikuttaa epäsuorasti ravintoverkkojen välityksellä kalakantoihin heikentäen niiden biomassatuotantoa (Elmgren ym. 1983, Dauvin 1998). Populaatioiden kokoa ennustavien mallien mukaan ravintoverkon kautta välittyvät vaikutukset voivat olla merkittäviä, etenkin jos varhaisille kehitysvaiheille tärkeät ravintokohteet, kuten eläinplankton, häviävät (Stige ym. 2011).

Öljyonnettomuuksilla voi siis olla pitkäaikaisia vaikutuksia meren ravintoverkon herkimpiin osiin. Tietyn lajin vuosiluokan häviäminen ja uusien vuosiluokkien syntyminen heikentyminen onnettomuutta seuraavien vuosien aikana vaikuttaa oleellisesti paikalliseen populaatioon. Kalojen tärkeitä saalislajeja, joihin öljy vaikuttaa, ovat mm. katkat, monisukasmadot sekä sedimenteissä elävät eliöt (meiofauna). Äyriäiset ja nilviäiset, kuten simpukat, ovat erityisen herkkiä öljylle, ja niiden toipumiseen voi mennä vuosia (Baussant ym. 2001, Birtwell ja McAllister 2002). Hiilivedyt kertyvät nilviäisiin nopeasti ja poistuvat niistä hitaammin kuin esimerkiksi kaloista. Huomattavia määriä PAH-yhdisteitä jää niiden elimistöön pitkiksi ajoiksi vielä altistuksen loputtua (Lee ym. 1972, Baussant ym. 2001). Tämän vuoksi simpukoita ravintonaan käyttävät kalat, kuten kampelat, voivat altistua öljy-yhdisteille pitkiä aikoja onnettomuuden jälkeen.

Öljiyhdisteiden vaikutusten arviointi ja ennustaminen on vaikeaa ravintoverkkojen monimutkaisuuden ja öljyonnettomuuksien sattumanvaraisuuden vuoksi. Keväällä tai kesällä kalojen lisääntymisaikaan tapahtuvalla öljyonnettomuudella on kaikista tuhoisimmat vaikutukset, jotka voivat ulottua kokonaisuun populaatioihin. Kylmien alueiden meriekosysteemien toipuminen vie kauemmin kuin lämpimien alueiden, sillä lajeja on vähemmän, ravintoverkot ovat lyhyempiä ja alhaisemmat lämpötilat sinänsä epäedullisempia toipumisen kannalta. Pahimmillaan vähälajisella Itämeren murtovesialueella suuren öljyonnettomuuden vaikutukset kalakantoihin voivat paikallisesti olla pitkäaikaisia, jos esimerkiksi kutualueiden saastuminen heikentää lisääntymistä tai ravinto, kuten pieneliöstö, vähenee huomattavasti.

4. Öljyonnettomuuksien vaikutukset kalatalouteen

Öljyonnettomuuksilla on vaikutuksia kalastukseen ja vesiviljelyyn. Vaikutukset voivat kohdistua muun muassa kaloihin, kalastuksessa ja vesiviljelyssä käytettyihin välineisiin sekä tuotteiden myyntiin (ITOPF 2004). Lisäksi kalastusta ja vesiviljelyä voivat haitata öljyonnettomuuden seurauksena asetetut kalastuskiellot ja muut rajoitukset (Moller ym. 1999). Öljyonnettomuuden vaikutuksilla saattaa olla myös taloudellisia seurauksia elinkeinonharjoittajille. Öljyn aiheuttamiin haittoihin voi hakea korvauksia (ITOPF 2004).

4.1 Vaikutukset kalastukseen, kalan laatuun sekä kalastus- ja vesiviljelyvälineisiin

Veteen joutunut öljy voi tahria kaloja, aiheuttaa kalakuolemia sekä luvussa 3 kuvattuja pitkän ja lyhyen ajan biologisia vaikutuksia. Kaloilla saattaa ilmetä stressiä sekä muutoksia käyttäytymisessä, ravinnonotossa, kasvussa ja lisääntymisessä (ITOPF 2004).

Prestige-aluksen vaurioituttua ja upottua 240 km:n päässä Galician rannikolta Espanjassa marraskuussa vuonna 2002 mereen pääsi raskasta polttoöljyä yli 60 000 tonnia (www.cedre.fr). Alueen rannikolla on erittäin runsaasti kalalajeja, joiden lisääntymistä ja elinoloja öljypäästö heikensi. Tämä vaikutti myös kalastukseen. Esimerkiksi Galician tärkeällä kalastusalueella Costa de la Muertalla ammattikalastajien saalismäärät pienenevät 17 % vuosien 1998 ja 2005 välillä. Saalismäärä kuitenkin vaihteli kalalajeittain, osalla lajeista se jopa kasvoi (García Negro ym. 2009). Skotlannissa Shetlannin saarilla Braer-alus ajoi karille moottorivian vuoksi tammikuussa vuonna 1993. Mereen pääsi tuolloin lähes 85 000 tonnin lasti raakaöljyä (www.cedre.fr). Alueen sillisaaliit pienenevät, ja sillin mädin hankinta hankaloitui vuosina 1993 ja 1994, koska silli ei enää kutenut sen normaaleilla kutualueilla (Goodlad 1996). Liettuan rannikolla Butingen öljyterminaalien marraskuun vuoden 2001 öljyvuodon jälkeen alueen ammattikalastuksen saaliit vähenivät 90 %, mutta palautuivat lähes ennalleen seuraavaan kesään mennessä (Bagdonas, E., suull. tiedonanto).

Öljyonnettomuuden aiheuttamilla haitoilla saattaa olla pitkäaikaisia vaikutuksia myös kotitarvekalastajille. Vuonna 1989 Alaskassa Prince Williamin salmessa karille ajaneen Exxon Valdez -aluksen onnettomuudessa mereen pääsi lähes 40 000 tonnia raakaöljyä (www.cedre.

fr). Alueen kotitarvekalastajien saaliit pienenevät ja kalastukseen käytetty aika väheni monen vuoden ajaksi, vaikutuksia näkyi vielä viisi vuotta onnettomuuden jälkeen. Kotitarvekalastajat eivät öljyonnettomuuden luontoon aiheuttamien muutosten nähneinä uskoneet kalojen olevan syötäväksi kelpaavia (Fall 1999).

Öljyn kanssa kosketuksissa olleeseen kalaan voi tulla maku- ja hajuvirheitä jo hyvin pienissä öljypitoisuuksissa (ITOPF 2004). Tällöin kala on syötäväksi kelpaamatonta. Maku- ja hajuvirheiden vuoksi on jouduttu tuhoamaan kokonaisia kasvatuskassien kalaeriä (Moller ym. 1999). Makuvirheet tulevat kalaan hyvinkin nopeasti, minuuteissa tai tunneissa, mutta niiden poistuminen on hidasta ja voi kestää viikkoja tai kuukausia. Alhaisissa lämpötiloissa makuvirheiden poistuminen on vieläkin hitaampaa. Suuren rasvapitoisuutensa vuoksi esimerkiksi lohikaloihin kertyy hiilivetyjä, ja ne säilyvät pitkään lohikalojen kudoksissa (ITOPF 2004). Braer-aluksen öljyonnettomuuden jälkeen alueen lohikasvattamojen kaloissa esiintyi maku- ja hajuvirheitä, minkä vuoksi onnettomuutta seuranneena vuonna jouduttiin tuhoamaan lähes 3 700 tonnia kalaa. Määrä vastasi yli 25:tä % Shetlannin kyseisen vuoden tuotannosta (Goodlad 1996). Vuoden 1979 Antonio Gramsci -aluksen öljyonnettomuudesta 3–7 kuukauden kulluttua Ahvenanmaan eteläpuolen merialueen ja rannikon kaloissa ei havaittu maku- tai hajuhaittoja (Vuorinen ja Halling 1980).

Kun öljyn aiheuttamia maku- ja hajuvirheitä ei enää esiinny, ovat kalat yleensä öljy-yhdisteiden suhteen syömäkelpoisia. Kalojen ja muiden merenelävien sisältämien öljy-yhdisteiden pitoisuudet voidaan aistinvaraisen arvioinnin lisäksi myös analysoida kemiallisesti (Moller ym. 1999), mutta tulokset emo-PAH-yhdisteiden pitoisuuksista voivat olla osin harhaanjohtavia, koska ne metaboloituvat kaloissa nopeasti (Meador ym. 1995, Anderson ja Lee 2006). Menetelmän heikkoutena on yleensä myös onnettomuutta edeltävien taustapitoisuuksien puuttuminen. Vedestä ja sedimentistä määritetyt pitoisuudet eivät ole niin tärkeitä arvioitaessa kalojen ravinnoksi kelpaavuutta (ITOPF 2004).

Kalastajien käyttämien kalastusvälineiden, kuten veneiden ja pyydysten, tahriintuminen estää kalastusta. Tahriintuneilla välineillä kalastaminen saattaa aiheuttaa myös saaliiden kontaminoitumista (ITOPF 2004). Kalastusvälineistä likaantuvat helpoiten veden pinnalla olevat välineet, kuten heittoverkot, nostoverkot, kelluntavälineet ja kiinteät pyyntivälineet, jotka ulottuvat veden pinnan yläpuolelle. Suojassa tahriintumiselta ovat yleensä siimat, pohjatrootit sekä muut veden alla olevat välineet, jos niitä ei nosteta pinnalle öljyn läpi tai jos öljy ei vajoa niiden päälle. Erityisesti rannikolla kalastusvälineet ovat vaarassa, sillä öljy voi rantautua laajalle alueelle (ITOPF 2004).

Kalat, jotka ovat kasvatusaltaissa, eivät pääse pakenemaan öljylautan uhatessa (ITOPF 2004). Kasvatusaltaissa olevien kalojen ja vesiviljelyyn käytettävien välineiden tahriintumista öljyyn voidaan kuitenkin yrittää estää erilaisilla menetelmillä (Wadsworth ym. 1999). Kalat voidaan muun muassa siirtää toiseen kasvatusaltaaseen, eristää ulkopuolisesta ympäristöstä tai teurastaa. Myös ruokinnan keskeyttämisellä saatetaan estää kalojen tahriintumista sekä maku- ja hajuvirheiden muodostumista. Lisäksi on olemassa kasvatusaltaita, joita on mahdollista siirtää puhtaille alueille tai laskea vedessä normaalia syvemmälle.

4.2 Kieltojen ja muiden rajoitusten vaikutukset kalastukseen

Öljyonnettomuuden sattuessa viranomaiset voivat takavarikoida kalastajien saaliin, valvoa vähittäiskauppaa, asettaa myyntirajoituksia ja kalastuskieltoja sekä sulkea vesiviljelylaitoksia. Kotitarvekalastajia ja vapaa-ajan kalastajia saatetaan ohjeistaa olemaan syömättä kalaa tai päästämään saaliskalat takaisin mereen (ITOPF 2004). Kalastaja tai vesiviljelijä voi myös itse keskeyttää toimintansa vapaaehtoisesti. Kielloilla ja rajoituksilla pyritään takaamaan, että kuluttajille myytävä kala on syötäväksi kelpavaa ja turvallista. Esimerkiksi öljyn sisältämät aromaattiset aineet ovat myrkyllisiä yhdisteitä, ja 4–6-renkaiset PAH-yhdisteet ovat karsinogeenisia. Kielloilla pystytään myös estämään kalastusvälineiden tahriintuminen (Moller ym. 1999). Kalastuskiellot ja muut rajoitukset voidaan purkaa, kun vedessä ei ole näkyvästi öljyä eikä kaloissa havaita maku- ja hajuvirheitä.

Helmikuussa vuonna 1996 Walesissa karille ajaneen Sea Empress -aluksen onnettomuudessa mereen pääsi yli 70 000 tonnia kevyttä raakaöljyä (www.cedre.fr). Alus oli onnettomuuden sattuessa rannikolla ja saapumassa Milford Haven -lahdelle. Alueen kalastajat lopettivat heti vapaaehtoisesti kalastamisen (Hill ja Bryan 1997). Noin kaksi viikkoa onnettomuuden jälkeen viranomaiset säätivät pakollisia kieltoja tietyille kalastusmenetelmille ja kalalajeille. Kalastuskielto koski 2 000 km²:n aluetta, ja se kesti 19 kuukautta (Law ja Kelly 1999). Kielto purettiin, kun kaloissa ei enää havaittu maku- tai hajuvirheitä eivätkä kaloista mitattujen PAH-yhdisteiden ja muiden hiilivetyjen pitoisuudet ylittäneet puhtaiden alueiden kaloista mitattuja pitoisuuksia.

Galiciassa Prestige-aluksen onnettomuuden seurauksena säädettiin useille rannikon alueille kalastuskieltoja, jotka koskivat tiettyjä kalalajeja ja kalastusmenetelmiä (García Negro ym. 2009). Kielto kestivät Galiciassa kahdeksan kuukautta (Suris-Regueiro ym. 2007). Breraluksen öljyonnettomuus Shetlannissa johti kalastuksen kieltämiseen välittömästi onnettomuutta seuranneena päivänä, ja alueen vesiviljelylaitoksia jouduttiin sulkemaan (Goodlad 1996). Kaloissa esiintyviä maku- ja hajuvirheitä arvioitiin onnettomuuden jälkeen jatkuvasti, kunnes niitä ei enää havaittu ja kiellot voitiin purkaa. Esimerkiksi lohenkalastus oli kielletty kalastuskieltoalueella 16 kuukauden ajan.

4.3 Taloudelliset vaikutukset ja korvaukset

Kalastajille, vesiviljelijöille ja kalatalouselinkeinon liittyville muille tahoille voi aiheutua taloudellisia tappioita merellä tapahtuvan öljyonnettomuuden seurauksena. Onnettomuuden taloudelliset vaikutukset johtuvat muun muassa kalojen tahriintumisesta, vähentymisestä sekä maku- ja hajuvirheistä (ITOPF 2004). Kalastuselinkeino ja kalakauppa yleensä häiriintyvät myös kalastuskiellon ja muiden rajoitusten seurauksena (Moller ym. 1999). Vähentynyt luottamus kuluttajien keskuudessa voi lisäksi laskea myynnissä olevien kalojen hintaa tai johtaa täydelliseen ostokieltäytymiseen (ITOPF 2004). Tulojen menetysten lisäksi kalastusvälineiden tahriintuminen voi aiheuttaa kalastajille lisäkuluja (ITOPF 2004, Suris-Regueiro ym. 2007).

Prestige-aluksen öljyonnettomuuden seurauksena Galiciassa kalastuselinkeino menetti tuloina arviolta vähintään 76 miljoonaa euroa onnettomuuden jälkeisen 14 kuukauden aikana (Suris-Regueiro ym. 2007). Tulot pienenivät kyseisenä aikana 16,5 %. Kalastustuotteista saadut tulot vähenivät eniten ensimmäisen puolen vuoden aikana. Galician alueen vesiviljely menetti tuloina vähemmän kuin kalastus, noin 5 % (Garza-Gil ym. 2006).

Braer-aluksen öljyonnettomuuden jälkeen koko Shetlannin kalastuselinkeino kärsi suuresti ja saarten maine hyvänä kalantuottajana meni tilapäisesti, koska onnettomuutta ja Shetlannin kalantuotantoa käsiteltiin tiedotusvälineissä laajasti ja kielteiseen sävyyn (Goodlad 1996). Kalakauppiat ja kuluttajat eivät enää hankkineet Shetlannissa tuotettua kalaa, vaikka suurimpaan osaan Shetlannin kalastuselinkeinosta öljyonnettomuus ei vaikuttanut.

Taloudellisten menetysten suuruuteen voi vaikuttaa se, minä vuodenaikana öljyonnettomuus tapahtuu, sillä kalojen kehitysvaiheet ovat erilaisia alttiita öljyn vaikutuksille, ja lisäksi kalastuselinkeinoon harjoittaminen on monesti kausiluontoista (ITOPF 2004). Taloudellisia tappioita voidaan yrittää pienentää öljyonnettomuuden tapahtuessa muun muassa pidentämällä kalastusaikaa tai suurentamalla kalastuskiintiöitä. Kalastuksen kieltämisellä ja keskeyttämisellä saatetaan kuitenkin suojella muuten heikkoja kalakantoja ja siten myöhemmin korvata kielloista aiheutuvia taloudellisia menetyksiä (Moller ym. 1999).

Joissakin tapauksissa kalastajille, vesiviljelijöille ja kalastukseen liittyville muille tahoille voidaan maksaa korvauksia öljyonnettomuuden aiheuttamista kustannuksista ja taloudellisista tappioista. Korvauksen suuruus saatetaan määritellä esimerkiksi laskemalla tai punnitsemalla kasvatusaltaiden kalat. Korvauksen suuruus on vaikeampi määritellä luonnonkalojen saaliista kuin kasvatetuista kaloista (ITOPF 2004).

Öljyonnettomuuksien korvauksista on olemassa kansainvälisiä vastuuyleissopimuksia. Esimerkiksi IOPC Fund (The International Oil Pollution Compensation Fund), johon myös Suomi kuuluu, hyvittää jäsenvaltioidensa alueilla tapahtuvien alusöljyonnettomuuksien aiheuttamia vahinkoja. Öljyonnettomuuden aiheuttaneen aluksen omistaja on kuitenkin tiettyyn rajaan asti vastuussa ja korvausvelvollinen. Kalastajien ja vesiviljelijöiden on mahdollista saada korvauksia kohtuullisista haitoista, jotka on pystyttävä osoittamaan tieteellisten tutkimusten tai muiden todisteiden avulla (IOPC 2005). Kuitenkin Exxon Valdez -aluksen onnettomuuden oikeudenkäynti kesti lähes 20 vuotta, ja lopulta yhtiö joutui maksamaan korvaussumman, joka oli vain kymmenesosa siltä alun perin vaadituista korvauksista. Onnettomuusalueen sillikanta ei toipunut ja lohikannat toipuivat vain osittain oikeusprosessin päättymiseen mennessä. Silti Exxon Valdez -onnettomuutta ei kyetty osoittamaan kalakantojen romahtamisen syyksi, vaikka biologit olivat siitä vakuuttuneita.

Prestige-aluksen öljyonnettomuuden seurauksena muun muassa kalastajille, laivanomistajille, verkkojen valmistajille, jälleenmyyjille ja kauppiaille maksettiin tukia 115,5 miljoonaa euroa (Suris-Regueiro ym. 2007). Korvausten suuruus oli lähes 80 % öljyonnettomuuden aiheuttamista kokonaiskustannuksista.

5. Öljyonnettomuuksien vaikutusten arviointi ja seuranta

Öljyonnettomuuden jälkeen tärkeintä on öljyn leviämisen estäminen, öljyn kerääminen sekä seurausten arviointi. Näytteitä ottamalla voidaan määrittää saastuneet alueet sekä myrkyllisten yhdisteiden pitoisuudet. Myöhemmin puhdistustoimien tehokkuutta voidaan seurata toistamalla näytteenotto.

Öljyonnettomuuden ekologisia jälkiseurauksia arvioivien tutkimusten kohteet sekä tiedonkeruuseen käytetyt menetelmät vaihtelevat suuresti. Tutkimuksen tarkkailukohteen valintaperusteina voivat olla esimerkiksi kohteen merkitys ekosysteemissä (mm. plankton), taloudelliset ja sosiaaliset syyt (talouskalat), kuluttajien terveystarve (kalanviljelylaitosten sulkeminen), kroonisen kontaminaation riski (pohjakalat), suuri altistumisriski ja herkkyys öljylle (mm. linnut ja merinisäkkäät) tai indikaattorilajien suojeleminen (paikalliset pohjaeläimet) (Laruelle ja Calvez 2005). Itämerellä seurantaan sopivia kalalajeja voisivat tapauskohtaisesti olla pelagiset lajit silakka ja kilohaili sekä rannikkovesien ahven, kuha ja siika, koska kaikkien niiden kantojen tilaa seurataan ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos muutenkin kerää niistä näytteitä. Hyvä pitkäaikaisen altistumisen indikaattorilaji olisi pohjalla elävä ja simpukoita syövä kampela. Seurattavat lajit on valittava öljyonnettomuuspaikan ja -ajankohdan perusteella.

Tutkimuksilla voi olla eri lähestymistapoja onnettomuuksien vaikutusten seurantaan. Tutkimuksissa voidaan seurata kontaminaatiota (PAH-yhdisteiden pitoisuudet ympäristössä tai organismeissa), biologisia vaikutuksia kalayksilöihin (mm. biomarkkereiden, kuten LSI:n, GSI:n, poikasvaurioiden, sapon PAH-metaboliittien, punasolujen mikrotumien tai DNA-adduktien, avulla) tai vaikutuksia populaatioihin ja eliöyhteisöihin (Laruelle ja Calvez 2005). Sedimenteistä tai vedestä tehtävä kemiallinen tutkimus täydentää eliöiden kontaminaatiosta saatavia tutkimustuloksia. Kokeelliset tutkimukset ovat yleensä kontrolloituja altistuskokeita tai biologisia analyysejä, joissa määritetään elinympäristön komponenttien, kuten sedimentin tai veden, myrkyllisyyttä kaloille. Yleisimmin määritetään kuolleisuutta ja tutkitaan morfologisia, histopatologisia, immunologisia, fysiologisia ja biokemiallisia muutoksia. Kalojen yksilönkehityksen varhaisvaiheet herkkyytensä vuoksi sopivat hyvin kokeellisiin öljyn vaikutustutkimuksiin. Tällaiset kokeet onnistuvat pienissä tiloissa, ja koska monilla kaloilla on läpinäkyvä munankuori, kehitystä ja epänormaalisuuksia voidaan havainnoida kokeen kuluessa.

Biomarkkereista on arveltu saatavan hyödyllistä tietoa ympäristövahinkojen arviointiin (van der Oost ym. 2003). Niiden käyttöä yleisesti kemiallisen saastumisen indikaattorina Itämeren eliöihin ja oloissa on tutkittu 2000-luvun alun EU-BEEP-projektissa (Lehtonen ym. 2006) ja sittemmin Bonus-BEAST-projektissa (www.bonusportal.org/old_portal/bonus_projects). Altistumista ilmaisevissa tutkimuksissa yleisimmin käytetyt biomarkerit ovat detoksifikaatio-entsyymien, kuten EROD:in, aktiivisuudet, jotka eivät kuitenkaan ole spesifisiä öljy-yhdisteille. Lisäksi EROD-aktiivisuus, kuten muutkin entsyymibiomarkerit, ovat herkkiä monille biologisille muuttujille, kuten lisääntymiskierron vaiheelle, sekä abioottisille tekijöille, kuten lämpötilalle, veden suolaisuudelle ja vuodenaikaisvaihtelulle (Lehtonen ym. 2006). EROD-aktiivisuus ei välttämättä edes indusoidu PAH-yhdisteille altistuksessa (Billiard ym. 2008). Immunitettimuutokset ja oksidatiivinen stressi ovat herkkiä myrkyllisille kemikaaleille altistumisen indikaattoreita, mutta niidenkin vasteet ovat varsin epäspesifisiä. Kalois-

sa PAH-yhdisteet metaboloituvat nopeasti (päivissä), jolloin emo-PAH-yhdisteitä ei kalojen kudoksista juuri löydy, mutta yleensä metaboliitit voivat olla emoyhdisteitä myrkyllisempiä (Meador ym. 1995, Tuvikene 1995) ja saattavat kertyä ravintoeläimistä kaloihin (Anderson ja Lee 2006, Carrasco Navarro ym. 2012). Kalan sapen PAH-metaboliittien pitoisuudet ovat mitattavissa jonkin verran pidempään kuin emo-PAH-yhdisteet. Metaboliitteja voidaan suhteellisen helposti ja edullisesti mitata fluorometrisesti (FF- ja SFS-menetelmä), ja ne ovat spesifisiä PAH-yhdisteille ja kuvaavat onnettomuustilanteen öljylle altistumista (Meador ym. 1995, Anderson ja Lee 2006, Vuorinen ym. 2006). Genotoksisia vaikutuksia mitataan muun muassa määrittämällä punasolujen mikrotumien määriä mikroskooppisesti ja DNA-addukteja. Edellinen menetelmä ei vaadi kalliita laitteita tai reagensseja, mutta on työläs, kun taas jälkimmäisen menetelmän kemikaalit ovat hinnakkaita.

Ekologisten tutkimusten tulkinta on haastavaa, sillä tutkittavaan populaatioon tai yhteisöön vaikuttavia luonnon parametreja on paljon, eikä niiden kaikkia vaikutuksia tunneta. Eri tutkimuksissa käytetyt lähestymistavat täydentävät usein toisiaan, ja vaikutusten arvioinnissa tulisi käyttää eri menetelmiä mahdollisimman monipuolisesti.

Öljyvudon tai onnettomuuden pitkäaikaisia haittoja on selvitetty harvoin, sillä usein taustatiedot mm. populaatioiden koosta ja luonnollisesta vaihtelusta ovat puutteellisia, öljyn vaikutusten erottaminen ympäristön muiden saasteiden tai ympäristömuutosten vaikutuksista voi olla vaikeaa, ja rahaa ei useinkaan riitä tarpeeksi pitkää seurantaa varten (Rice ym. 2001). Kuitenkin esimerkiksi Exxon Valdez -aluksen öljyonnettomuuden vaikutuksia on nähtävissä vielä 20 vuoden jälkeen.

Mielipiteet siitä, milloin saastunut alue on toipunut, vaihtelevat paljon. Yhtenäisiä vertailukohtia toipumiselle ei ole asetettu eikä alueen alkutilasta välttämättä ole riittävästi tietoa (Short ym. 2007). Saastuneen alueen vertaaminen koskemattomaan saattaa antaa harhaanjohtavia tuloksia, sillä alueet voivat alun alkaenkin erota toisistaan huomattavasti. Skalski ym. (2001) ehdottavat, että vertailevia tutkimuksia tulisi minimissään tehdä kolmen vuoden ajan, jotta saataisiin riittävän luotettavia tuloksia. Lisäksi palautumisen todentamiseksi tutkimusta täytyisi tehdä vähintään kahden vuoden ajan toipumisen jälkeen.

Exxon Valdez -tankkerialuksen karilleajo vuonna 1989 Alaskanlahdella on yksi tutkituimmista öljyonnettomuuksista. Onnettomuus oli tutkimisen arvoinen, sillä alueen ja kalakantojen tila tunnettiin erittäin hyvin ennen onnettomuutta. Öljyn vaikutukset pystyttiin erottamaan luonnollisista muutoksista, ja valtio sitoutui rahoittamaan pitkäaikaisia tutkimuksia (Rice ym. 2001). Onnettomuuden seurauksena mereen pääsi lähes 40 000 tn raakaöljyä, joka aiheutti suuret ympäristövahingot saastuttaen 645 km rantaa ja lukuisia lahtia. Yli 250 000 merilintua, 300 hyljettä, 250 valkopäämerikotkaa, 22 miekkavalasta sekä miljardeja lohien ja sillin alkioita menehtyi. Sedimenteissä Exxon Valdez -öljyn on todettu säilyneen muuttumattomana 20 vuoden ajan niin hapellisissa kuin hapettomissakin oloissa (Short ym. 2007). Tämä on voinut aiheuttaa vesieliöille subletaaleja haittavaikutuksia pitkäaikaisen altistuksen kautta, köyhdyttää eliöstöä ja hidastaa alueen palautumista.

6. Yhteenveto

Öljynkuljetusten lisääntyessä Itämerellä ja erityisesti Suomenlahdella myös suuronnettomuuden todennäköisyys on kasvanut. Suomen rannikko on pitkä ja rikkonainen, joten se on erityisen altis öljyonnettomuudesta aiheutuville haitoille. Onnettomuusalueen kalat voivat saastua öljyperäisistä aineista, ja niihin voi aiheutua maku- ja hajuvirheitä, mutta ne voivat myös muodostaa PAH-yhdisteiden vuoksi terveystarvekuluttajille. Kalastus voi vaikeutua tai estyä kalojen PAH-pitoisuuksien ja makuvirheiden, pyydysten likaantumisen tai kalakantamuutosten vuoksi.

Itämeri on erityisolonsa ja vähälajisen eliöstönsä vuoksi erittäin herkkä saastumiselle, joten suurella öljyonnettomuudella voisi olla vakavia seurauksia koko ekosysteemin kannalta. Suuri öljymäärä aiheuttaisi rannoille ajautuessaan merkittäviä ympäristövaikutuksia, jopa satojen miljoonien eurojen puhdistuskustannukset ja aineelliset menetykset. Myös toistuvat vähäiset päästöt ovat haitallisia kalastolle, mutta niiden määrää on saatu valvonnalla vähennetyksi ja päästöjen kokoa pienennetyksi. Sekä vähittäiset että äkilliset öljyvuodot voivat merkittävästi vaikuttaa vedessä elävien organismien lisääntymismenestykseen ja sitä kautta populaatiokokoihin. Öljy-yhdisteillä on akuutteja letaaleja ja subletaaleja, eli viiveellä näkyviä haitallisia, vaikutuksia kaloihin ja kalojen lisääntymiseen. PAH-yhdisteiden metaboloituminen on kaloilla yleensä nopeaa, mutta metaboliititkin ovat myrkyllisiä, jopa emoyhdistettä myrkyllisempiä, ja lisäksi metaboliititkin voivat siirtyä ravinnon mukana. Detoksikaatio ja subletaali-vaikutukset myös kuluttavat energiaa, jolloin sitä jää vähemmän kasvuun ja lisääntymiseen. Keväällä tai alkukesästä sattuvalla öljyonnettomuudella olisi todennäköisesti pahimmat vaikutukset kalapopulaatioihin. Toisaalta kylmänä vuodenaikana tapahtuvassa öljyonnettomuudessa yhdisteet haihtuvat huomattavasti nopeammin ja kalojen aineenvaihdunta hidastuu ja samoin käy PAH-yhdisteiden metaboliille ja eritykselle. Todennäköisesti haitallisimpia ovat pitkäaikaiset eli krooniset vaikutukset kaloihin sekä ekosysteemiin ja sen toimintaan. Vähälajisella Itämeren murtovesialueella vaikutukset kalapopulaatioihin voivat olla pitkäaikaisia, jos lisääntymisalueet saastuvat tai kalojen ravintoeläimet taantuvat tai jopa häviävät. Pelagiset lajit voivat toipua öljyonnettomuudesta nopeammin kuin pohjalla tai rannikkovesissä elävät lajit.

Ennaltaehkäiseminen on paras keino estää suuren öljyonnettomuuden aiheuttama ekokatastrofi. Suomenlahdella onkin otettu käyttöön useita erilaisia valvonta- ja seurantajärjestelmiä öljyonnettomuuksien estämiseksi. Mahdolliseen onnettomuuteen voidaan varautua tekemällä etukäteen suunnitelmat toimenpiteistä ja tarvittavista tutkimuksista sekä tehostaa vaikutusten arviointia määrittämällä herkimmat rannikkoalueet, selvittämällä eri puhdistustoimien käyttömahdollisuudet ja hyödyt, varmistamalla kaluston riittävyys, varaamalla määrärahoja laaja-alaiseen jälkiseurantaan, kouluttamalla henkilöstöä sekä tehostamalla eri tahojen yhteistyötä ja viestintää.

Onnettomuuden sattuessa tulee selvittää mereen päässeen öljyn kemiallinen koostumus ja sen mahdolliset leviämisreitit. Leviämisen estäminen ja öljyn talteenotto tulisi aloittaa välittömästi. Öljyn kerääminen on tehokkainta avomerellä heti onnettomuuden jälkeisten vuorokausien aikana. Öljyntorjuntaresursseja olisi keskitettävä onnettomuusalueelle mahdollisimman nopeasti riittävän laajalta alueelta. Säännöllisen näytteenoton ja PAH-yhdisteiden eliöstä määrittämisen avulla (esim. ensin viikoittain, sitten kuukausittain ja vuosittain) saadaan selvitettyä mahdollisten rajoitusten tarve alueen kalankasvattamoille ja kalastajille sekä käyt-

töturvallisuus kuluttajille. Öljyn akuutteja ja kroonisia vaikutuksia kaloihin voidaan tutkia laboratorionkokein sekä ottamalla kaloista näytteitä kasvun ja morfologisten indeksien määrittämiseksi sekä kemiallisiin ja biokemiallisiin määrittäyksiin. Vaikutusten arvioimiseksi tulisi olla taustatietoa riskialueilta indikaattorilajeista. Saatua tietoa pitää hyödyntää alueen pitkäaikais tutkimusten taustatietona ja mahdollisten tulevien puhdistustoimien tehostamisessa.

Viitteet

- Aalto, A., Ihaksi, T., Ikävalko, J., Karjalainen, J., Keinänen, M., Kiljunen, M., Kiviranta, H., Koskinen, K., Malinen, E., Peltonen, H., Suni, S., Verta, M., Vuorinen, P. J. & Romantschuk, M. 2006. Itämeren myrkyhuhat: kaksi esimerkkitapausta. *Vesitalous* 2/2006: 15–19.
- Aas, E., Baussant, T., Balk, L., Liewenborg, B. & Andersen, O. K. 2000. PAH metabolites in bile, cytochrome P4501A and DNA adducts as environmental risk parameters for chronic oil exposure: a laboratory experiment with Atlantic cod. *Aquatic Toxicology* 51: 241–258.
- AMAP 2010. Assessment 2007: Oil and gas activities in the Arctic – effects and potential effects. *Arctic monitoring and assessment programme (AMAP) Volume 2*. 277 s.
- Amat, A., Burgeot, T., Castegnaro, M. & Pfohl-Leskowicz, A. 2006. DNA adducts in fish following an oil spill exposure. *Environmental Chemistry Letters* 4: 93–99.
- Anderson, J. W. & Lee, R. F. 2006. Use of biomarkers in oil spill risk assessment in the marine environment. *Human and Ecological Risk Assessment* 12: 1192–1222.
- Andersson, T., Forlin, L., Olsen, S., Fostier, A. & Breton, B. 1993. Pituitary as a target organ for toxic effects of P4501A1 inducing chemicals. *Molecular and Cellular Endocrinology* 91: 99–105.
- Aneer, G. & Nellbring, S. 1982. A SCUBA-diving investigation of Baltic herring (*Clupea harengus membras* L.) spawning grounds in the Askö-Landsort area, northern Baltic proper. *Journal of Fish Biology* 21: 433–442.
- Arfsten, D. P., Schaeffer, D. J. & Mulveny, D. C. 1996. The effects of near ultraviolet radiation on the toxic effects of polycyclic aromatic hydrocarbons in animals and plants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 33: 1–24.
- Ariese, F., Kok, S. J., Verkaik, M., Gooijer, C., Velthorst, N. H. & Hofstraat, J. W. 1993. Synchronous fluorescence spectrometry of fish bile: a rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. *Aquatic Toxicology* 26: 273–286.
- Barron, M. G. & Ka'Aihue, L. 2001. Potential for photoenhanced toxicity of spilled oil in Prince William Sound and Gulf of Alaska waters. *Marine Pollution Bulletin* 43: 86–92.
- Barron, M. G., Carls, M. G., Heintz, R. & Rice, S. D. 2004. Evaluation of fish early life-stage toxicity models of chronic embryonic exposures to complex polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures. *Toxicological Sciences* 78: 60–67.
- Barsiene, J., Lehtonen, K. K., Koehler, A., Broeg, K., Vuorinen, P. J., Lang, T., Pempkowiak, J., Syvokiene, J., Dedonyte, V. & Rybakovas, A. 2006. Biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus*) and mussel (*Mytilus edulis*) in the Klaipeda-Butinge area (Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin* 53: 422–436.
- Baussant, T., Sanni, S., Jonsson, G., Skadsheim, A. & Borseth, J. F. 2001. Bioaccumulation of polycyclic aromatic compounds: I. Bioconcentration in two marine species and in semipermeable membrane devices during chronic exposure to dispersed crude oil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 1175–1184.
- Billiard, S. M., Meyer, J. N., Wassenberg, D. M., Hodson, P. V. & Di Giulio, R. T. 2008. Nonadditive effects of PAHs on early vertebrate development: Mechanisms and implications for risk assessment. *Toxicological Sciences* 105: 5–23.
- Birtwell, I. K. & McAllister, C. D. 2002. Hydrocarbons and their effects on aquatic organisms in relation to offshore oil and gas exploration and oil well blowout scenarios in British Columbia, 1985. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2391: 1–42.
- Blaxter, J. H. S. & Ten Hallers-Tjabbes, C. C. 1992. The effect of pollutants on sensory systems and behaviour of aquatic animals. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 26: 43–58.
- Bols, N. C., Brubacher, J. L., Ganassin, R. C. & Lee, L. E. J. 2001. Ecotoxicology and innate immunity in fish. *Developmental and Comparative Immunology* 25: 853–873.
- Brinkworth, L. C., Hodson, P. V., Tabash, S. & Lee, P. 2003. CYP1A induction and blue sac disease in early developmental stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to retene. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A* 66: 627–646.

- Bue, B. G., Sharr, S. & Seeb, J. E. 1998. Evidence of damage to pink salmon populations inhabiting Prince William Sound, Alaska, two generations after the Exxon Valdez oil spill. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 35–43.
- Carls, M. G. & Meador, J. P. 2009. A perspective on the toxicity of petrogenic PAHs to developing fish embryos related to environmental chemistry. *Human and Ecological Risk Assessment* 15: 1084–1098.
- Carls, M. G. & Thedinga, J. F. 2010. Exposure of pink salmon embryos to dissolved polynuclear aromatic hydrocarbons delays development, prolonging vulnerability to mechanical damage. *Marine Environmental Research* 69: 318–325.
- Carls, M. G., Hose, J. E., Thomas, R. E. & Rice, S. D. 2000. Exposure of pacific herring to weathered crude oil: Assessing effects on ova. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1649–1659.
- Carls, M. G., Holland, L., Larsen, M., Collier, T. K., Scholz, N. L. & Incardona, J. P. 2008. Fish embryos are damaged by dissolved PAHs, not oil particles. *Aquatic Toxicology* 88: 121–127.
- Carlson, E. A., Li, Y. & Zelickoff, J. T. 2002. The Japanese medaka (*Oryzias latipes*) model: applicability for investigating the immunosuppressive effects of the aquatic pollutant benzo[a]pyrene (BaP). *Marine Environmental Research* 54: 565–568.
- Carrasco Navarro, V., Leppänen, M. T., Honkanen, J. O. & Kukkonen, J. V. K. 2012. Trophic transfer of pyrene metabolites and nonextractable fraction from Oligochaete (*Lumbriculus variegatus*) to juvenile brown trout (*Salmo trutta*). *Chemosphere* 88: 55–61.
- Cingi, S., Keinänen, M. & Vuorinen, P. J. 2010. Elevated water temperature impairs fertilization and embryonic development of whitefish *Coregonus lavaretus*. *Journal of Fish Biology* 76: 502–521.
- Dauvin, J. C. 1998. The fine sand *Abra alba* community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 36: 669–676.
- Davenport, J., Lønning, S. & Saethre, L. J. 1979. The effects of Ekofisk oil extract upon oxygen uptake in eggs and larvae of the cod *Gadus morhua* L. *Aquatic Toxicology* 12: 31–34.
- Diamond, S. A., Oris, J. T. & Guttman, S. I. 1995. Adaptation to fluoranthene exposure in a laboratory population of fathead minnows. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 1393–1400.
- Dipper, F. & Thia-Eng, C. 2000. Biological impacts of oil pollution: fisheries. *IPIECA Report Series* Volume 8. 32 s.
- Egaas, E. & Varanasi, U. 1982. Effects of polychlorinated biphenyls and environmental temperature on in vitro transformation of benzo(a)pyrene metabolites by liver in trout (*Salmo gairdneri*). *Biochemical Pharmacology* 31: 561–566.
- Elmgren, R., Hansson, S., Larsson, U., Sundelin, B. & Boehm, P. D. 1983. The "Tsesis" oil spill: acute and long-term impact on the benthos. *Marine Biology* 73: 51–65.
- Ericson, G., Lindesjö, E. & Balk, L. 1998. DNA adducts and histopathological lesions in perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) along a polycyclic aromatic hydrocarbon gradient on the Swedish coastline of the Baltic Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 815–824.
- Evanson, M. & Van Der Kraak, G. J. 2001. Stimulatory effects of selected PAHs on testosterone production in goldfish and rainbow trout and possible mechanisms of action. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 130: 249–258.
- Fall, J. A. 1999. Changes in subsistence uses of fish and wildlife resources following the Exxon Valdez oil spill. Teoksessa: Field, L. J., Fall, J. A., Nighswander, T. S., Peacock, N. & Varanasi, U. (toim.), *Evaluating and Communicating Subsistence Seafood Safety in a Cross-cultural Context: Lesson Learned from the Exxon Valdez Oil Spill*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Pensacola, Florida. s. 51–104.
- Foekema, E. M., Fischer, A., Parron, M. L., Kwadijk, C., de Vries, P. & Murk, A. J. 2012. Toxic concentrations in fish early life stages peak at a critical moment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31: 1381–1390.
- French, B. L., Reichert, W. L., Hom, T., Nishimoto, M., Sanborn, H. R. & Stein, J. E. 1996. Accumulation and dose-response of hepatic DNA adducts in English sole (*Pleuronectes vetulus*) exposed to a gradient of contaminated sediments. *Aquatic Toxicology* 36: 1–16.

- Frenzilli, G., Scarcelli, V., Del Barga, I., Nigro, M., Förlin, L., Bolognesi, C. & Sturve, J. 2004. DNA damage in eelpout (*Zoarces viviparus*) from Goteborg harbour. *Mutation Research* 552: 187–195.
- García Negro, M. C., Villasante, S., Carballo Penela, A. & Rodríguez Rodríguez, G. 2009. Estimating the economic impact of the Prestige oil spill on the Death Coast (NW Spain) fisheries. *Marine Policy* 33: 8–23.
- Garza-Gil, M. D., Prada-Blanco, A. & Vázquez-Rodríguez, M. X. 2006. Estimating the short-term economic damages from the *Prestige* oil spill in the Galician fisheries and tourism. *Ecological Economics* 58: 842–849.
- Gesto, M., Soengas, J. L. & Miguez, J. M. 2008. Acute and prolonged stress responses of brain monoaminergic activity and plasma cortisol levels in rainbow trout are modified by PAHs (naphthalene, beta-naphthoflavone and benzo(a)pyrene) treatment. *Aquatic Toxicology* 86: 341–351.
- Gesto, M., Tintos, A., Alvarez, R., Soengas, J. L. & Miguez, J. M. 2009. Alterations in the brain monoaminergic neurotransmitters of rainbow trout related to naphthalene exposure at the beginning of vitellogenesis. *Fish Physiology and Biochemistry* 35: 453–465.
- Gilliers, C., Le Pape, O., Desaunay, Y., Bergeron, J. P., Schreiber, N., Guerault, D. & Amara, R. 2006. Growth and condition of juvenile sole (*Solea solea* L.) as indicators of habitat quality in coastal and estuarine nurseries in the Bay of Biscay with a focus on sites exposed to the Erika oil spill. *Scientia Marina* 70: 183–192.
- Goncalves, R., Scholze, M., Ferreira, A. M., Martins, M. & Correia, A. D. 2008. The joint effect of polycyclic aromatic hydrocarbons on fish behavior. *Environmental Research* 108: 205–213.
- Goodlad, J. 1996. Effects of the *Braer* oil spill on the Shetland seafood industry. *Science of the Total Environment* 186: 127–133.
- Hannah, J. B., Hose, J. E., Landolt, M. L., Miller, B. S., Felton, S. P. & Iwaoka, W. T. 1982. Benzo(a)pyrene-induced morphologic and developmental abnormalities in rainbow trout. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 11: 727–734.
- Heintz, R. A., Rice, S. D., Wertheimer, A. C., Bradshaw, R. F., Thrower, F. P., Joyce, J. E. & Short, J. W. 2000. Delayed effects on growth and marine survival of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* after exposure to crude oil during embryonic development. *Marine Ecology Progress Series* 208: 205–216.
- HELCOM 2002. An updated assessment of the risk for oil spills in the Baltic Sea area. <http://www.helcom.fi/stc/files/shipping/RiskforOilSpillsReport2002.pdf>, 77 s.
- HELCOM 2010a. Maritime activities in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on maritime activities and response to pollution at sea in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 123. 68 s.
- HELCOM 2010b. Annual 2009 HELCOM report on illegal discharges observed during aerial surveillance. <http://www.helcom.fi/stc/files/shipping/Oilspills2009.pdf>, 13 s.
- HELCOM 2010c. Atlas of the Baltic Sea. HELCOM. Helsinki. 192 s.
- HELCOM 2011. Activities 2010 overview. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 127. 72 s.
- Hellou, J., Payne, J. F., Upshall, C., Fancey, L. L. & Hamilton, C. 1994. Bioaccumulation of aromatic hydrocarbons from sediments: a dose-response study with flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27: 477–485.
- Hicken, C. E., Linbo, T. L., Baldwin, D. H., Willis, M. L., Myers, M. S., Holland, L., Larsen, M., Stekoll, M. S., Rice, S. D., Collier, T. K., Scholz, N. L. & Incardona, J. P. 2011. Sublethal exposure to crude oil during embryonic development alters cardiac morphology and reduces aerobic capacity in adult fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 7086–7090.
- Hill, S. & Bryan, J. 1997. The economic impact of the *Sea Empress* spillage. *1997 International Oil Spill Conference*. s. 227–233.
- Hoekstra, P. F., O'Hara, T. M., Fisk, A. T., Borga, K., Solomon, K. R. & Muir, D. C. G. 2003. Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environmental Pollution* 124: 509–522.
- Hontela, A., Rasmussen, J. B., Audet, C. & Chevalier, G. 1992. Impaired cortisol stress response in fish from environments polluted by PAHs, PCBs, and mercury. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 22: 278–283.

- Hudd, R., Urho, L. & Lehtonen, H. 1987. Selvitys Merenkurkussa tapahtuneen m/s Eiran öljypäästön vaikutuksista kaloihin ja kalastukseen. m/s Eiran öljyvahingon ympäristövaikutukset Merenkurkussa 1984. *Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston sarja A/61/1987*. s. 123–337.
- Huhtinen, M. 2006. Neste Oy: Raskaan polttoöljyn käyttöopas. 142 s.
- Häkkiä, K. & Niemi, A. 1973. Effects of oil and emulsifiers on eggs and larvae of northern pike (*Esox lucius*) in brackish water. *Aqua Fennica* 1973: 44–59.
- Hänninen, S. & Rytkönen, J. 2004. Oil transportation and terminal development in the Gulf of Finland. *VTT Publications* 547. 151 s.
- Ikävalko, J. 2005. Review of oil spill effects on arctic marine ecosystems. *MERI - Report series of the Finnish Institute of Marine Research* No. 54: 41–69.
- Incardona, J. P., Carls, M. G., Day, H. L., Sloan, C. A., Bolton, J. L., Collier, T. K. & Scholtz, N. L. 2009. Cardiac arrhythmia is the primary response of embryonic Pacific herring (*Clupea pallasii*) exposed to crude oil during weathering. *Environmental Science & Technology* 43: 201–207.
- IOPC 2005. Claims Manual April 2005 Edition. *International Oil Pollution Compensation Fund 1992*. 34 s.
- IOPF 2002. Fate of marine oil spills. *Technical Information Paper* No. 2. 8 s.
- IOPF 2004. Oil spill effects on fisheries. *Technical Information Paper* No. 3. 8 s.
- IOPF 2010. Oil tanker spill statistics: 2009. <http://www.itopf.com/information-services/data-and-statistics/statistics/documents/Statspack2009-FINAL.pdf>, 8 s.
- Jonsson, G., Bechmann, R. K., Bamber, S. D. & Baussant, T. 2004. Bioconcentration, biotransformation, and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) exposed to contaminated seawater. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 1538–1548.
- Keinänen, M. 2002. *Effects of acidic water and aluminium on fish during the early life period and differences in sensitivity between species*. Väitöskirja. Helsingin yliopisto (Biotieteiden laitos, eläinphysiologia) ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 59 s.
- Kennedy, C. J. & Farrell, A. P. 2008. Immunological alterations in juvenile Pacific herring, *Clupea pallasii*, exposed to aqueous hydrocarbons derived from crude oil. *Environmental Pollution* 153: 638–648.
- Kim, J. E. & Sheen, Y. Y. 2000. Inhibition of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD)-stimulated Cyp1a1 promoter activity by hypoxic agents. *Biochemical Pharmacology* 59: 1549–1556.
- Kocan, R. M. & Landolt, M. L. 1984. Alterations in patterns of excretion and other metabolic functions in developing fish embryos exposed to benzo(a)pyrene. *Helgoländer Meeresuntersuchung* 37: 493–504.
- Kocan, R. M., Hose, J. E., Brown, E. D. & Baker, T. T. 1996a. Pacific herring (*Clupea pallasii*) embryo sensitivity to Prudhoe Bay petroleum hydrocarbons: Laboratory evaluation and in situ exposure at oiled and un-oiled sites in Prince William Sound. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2366–2375.
- Kocan, R. M., Marty, G. D., Okihiro, M. S., Brown, E. D. & Baker, T. T. 1996b. Reproductive success and histopathology of individual Prince William Sound Pacific herring 3 years after the Exxon Valdez oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2388–2393.
- Kreitsberg, R., Zemit, I., Freiberg, R., Tambets, M. & Tuvikene, A. 2010. Responses of metabolic pathways to polycyclic aromatic compounds in flounder following oil spill in the Baltic Sea near the Estonian coast. *Aquatic Toxicology* 99: 473–478.
- Kühnhold, W. W. 1972. Influence of crude oils on fish fry. Teoksessa: Ruivo, M. (toim.), *Marine Pollution and Sea Life*. Fishing News (Books). London. s. 315–318.
- Kujala, P., Hänninen, M., Arola, T. & Ylitalo, J. 2009. Analysis of the marine traffic safety in the Gulf of Finland. *Reliability Engineering & System Safety* 94: 1349–1357.
- Kvenvolden, K. A. & Cooper, C. K. 2003. Natural seepage of crude oil into the marine environment. *Geo-Marine Letters* 23: 140–146.
- Lancaster, J. E., Pawsons, M. G., Pickett, G. D. & Jennings, S. 1998. The impact of the 'Sea Empress' oil spill on seabass recruitment. *Marine Pollution Bulletin* 36: 677–688.
- Laruelle, F. & Calvez, I. 2005. Oil spill monitoring: analysis of similarities and differences in approaches and methodologies. *ICES Document* CM 2005/S:19. 13 s.
- Law, R. J. & Kelly, C. A. 1999. The Sea Empress oil spill: Fisheries closure and removal of restrictions. *1999 International Oil Spill Conference*. 5 s.

- Law, R. J., Kelly, C. A., Graham, K. L. & Woodhead, R. J. 1997. Hydrocarbons and PAH in fish and shellfish from southwest Wales following the sea empress oil spill in 1996. *1997 International oil spill conference*. s. 205–211.
- Lecklin, T., Ryömä, R. & Kuikka, S. 2011. A Bayesian network for analyzing biological acute and long-term impacts of an oil spill in the Gulf of Finland. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2822–2835.
- Lee, R. F., Sauerheber, R. & Benson, A. A. 1972. Petroleum hydrocarbons: uptake and discharge by the marine mussel *Mytilus edulis*. *Science* 177: 344–346.
- Lehtonen, H., Suuronen, P. & Hildén, M. 1980. Öljyvahingon vaikutus litoraaliyöhykkeen kalanpoikasiin Ahvenanmaalla. Itämeren öljyvahinko 1979. *Sisäasiainministeriön ympäristönsuojeluosaston julkaisu A:2*. s. 77–83.
- Lehtonen, K. K., Schiedek, D., Kohler, A., Lang, T., Vuorinen, P. J., Forlin, L., Barsiene, J., Pempkowiak, J. & Gercken, J. 2006. The BEEP project in the Baltic Sea: Overview of results and outline for a regional biological effects monitoring strategy. *Marine Pollution Bulletin* 53: 523–537.
- Liikennevirasto 2012a. Ulkomaan meriliikenteen kuukausitilasto, joulukuu 2011. *Suomen virallinen tilasto, Liikenne ja matkailu 2011* Joulukuu. 10 s.
- Liikennevirasto 2012b. Kotimaan vesiliikennetilasto 2011. *Suomen virallinen tilasto, Liikenne ja matkailu 2012, Liikenneviraston tilastoja 2/2012*. 46 s.
- Lindén, O. 1978. Biological effects of oil on early development of the Baltic herring *Clupea harengus membras*. *Marine Biology* 273–283.
- Lindgren, C. & Lindblom, E. 2004. Short term effects of accidental oil pollution in waters of the Nordic Countries. U964. 46 s.
- Livingstone, D. R. 2001. Contaminant-stimulated reactive oxygen species production and oxidative damage in aquatic organisms. *Marine Pollution Bulletin* 42: 656–666.
- Logan, D. T. 2007. Perspective on ecotoxicology of PAHs to fish. *Human and Ecological Risk Assessment* 13: 302–316.
- Lukoil 2006. Review of the ecological monitoring of Kravtsovskoe (D-6) offshore oilfield. http://www.lukoil.com/materials/doc/ecology/eko_lukoil2006_web.pdf, 48 s.
- Lukoil 2009. Offshore projects. http://www.lukoil.com/materials/doc/Library/Offshore_Projects_eng.pdf, 12 s.
- Lukoil 2010. Fact book 2010. <http://www.lukoil.com/materials/doc/DataBook/DBP/2010/FB/fb2010eng.pdf>, 76 s.
- Martin-Skilton, R., Thibaut, R. & Porte, C. 2006. Endocrine alteration in juvenile cod and turbot exposed to dispersed crude oil and alkylphenols. *Aquatic Toxicology* 78: S57–S64.
- Martin-Skilton, R., Saborido-Rey, F. & Porte, C. 2008. Endocrine alteration and other biochemical responses in juvenile turbot exposed to the Prestige fuel oil. *Science of the Total Environment* 404: 68–76.
- Marty, G. D., Short, J. W., Dambach, D. M., Willits, N. H., Heintz, R. A., Rice, S. D., Stegeman, J. J. & Hinton, D. E. 1997a. Ascites, premature emergence, increased gonadal cell apoptosis, and cytochrome P4501A induction in pink salmon larvae continuously exposed to oil-contaminated gravel during development. *Canadian Journal of Zoology* 75: 989–1007.
- Marty, G. D., Hose, J. E., McGurk, M. D., Brown, E. D. & Hinton, D. E. 1997b. Histopathology and cytogenetic evaluation of Pacific herring larvae exposed to petroleum hydrocarbons in the laboratory or in Prince William Sound, Alaska, after the Exxon Valdez oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1846–1857.
- McGurk, M. D. & Brown, E. D. 1996. Egg-larval mortality of Pacific herring in Prince William Sound, Alaska, after the Exxon Valdez oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2343–2354.
- Meador, J. P., Stein, J. E., Reichert, W. L. & Varanasi, U. 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 143: 79–165.
- Meier, S., Andersen, T. E., Norberg, B., Thorsen, A., Taranger, G. L., Kjesbu, O. S., Dale, R., Morton, H. C., Klungsoyr, J. & Svoldal, A. 2007. Effects of alkylphenols on the reproductive system of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquatic Toxicology* 81: 207–218.
- Moller, T. H., Dicks, B., Whittle, K. J. & Girin, M. 1999. Fishing and harvesting bans in oil spill response. *1999 International Oil Spill Conference*. 9 s.

- Monteiro, P. R. R., Reis-Henriques, M. A. & Coimbra, J. 2000a. Plasma steroid levels in female flounder (*Platichthys flesus*) after chronic dietary exposure to single polycyclic aromatic hydrocarbons. *Marine Environmental Research* 49: 453–467.
- Monteiro, P. R. R., Reis-Henriques, M. A. & Coimbra, J. 2000b. Polycyclic aromatic hydrocarbons inhibit in vitro ovarian steroidogenesis in the flounder (*Platichthys flesus* L.). *Aquatic Toxicology* 48: 549–559.
- Morales-Caselles, C., Jimenez-Tenorio, N., de Canales, M. L. G., Sarasquete, C. & DelValls, T. A. 2006. Ecotoxicity of sediments contaminated by the oil spill associated with the tanker "Prestige" using juveniles of the fish *Sparus aurata*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51: 652–660.
- Morales-Nin, B., Geffen, A. J., Cardona, F., Kruber, C. & Saborido-Rey, F. 2007. The effect of Prestige oil ingestion on the growth and chemical composition of turbot otoliths. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1732–1741.
- National Research Council 2003. Oil in the sea III: Inputs, fates and effects. National Academy of Sciences. Washington DC. 280 s.
- Neff, J. M. 1985. Polycyclic aromatic hydrocarbons. Teoksessa: Rand, G. M. & Petrocelli, S. R. (toim.), *Fundamentals of Aquatic Toxicology, Methods and Applications*. Hemisphere Publishing Corporation (McGraw-Hill International Book Company). Washington, New York, London. s. 416–454.
- Nicolas, J. M. 1999. Vitellogenesis in fish and the effects of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminants. *Aquatic Toxicology* 45: 77–90.
- Nigro, M., Frenzilli, G., Scarcelli, V., Gorbì, S. & Regoli, F. 2002. Induction of DNA strand breakage and apoptosis in the eel *Anguilla anguilla*. *Marine Environmental Research* 54: 517–520.
- Nikula, P. & Tynkkynen, V.-P. 2007. Risks in oil transportation in the Gulf of Finland "Not a question of if - but when". *CIVPRO Working Paper* 2007:7.
- Økland, J. K. 2000. Recovery of oil spills in marine arctic regions. *Weathering processes of oil spills*, Norwegian university of Science and Technology, <http://www.fargisinfo.com/Referanser/LinkedDocuments/D036.pdf>, 83. s.
- Omeregie, E. & Ufodike, B. C. 2000. Effects of water soluble fractions of crude oil on growth of the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64: 601–605.
- Parmanne, R. & Axell, M.-B. 1980. Öljyvahingon vaikutus kilohailin lisääntymiseen varsinaisen Itämeren pohjoisosissa. Itämeren öljyvahinko 1979. *Sisäasiainministeriön ympäristönsuojeluosaston julkaisu A:2*. s. 69–76.
- 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*. Volume 2 Biological Effects. Academic Press. New York, San Francisco, London. s. 319–332.
- Petersen, G. I. & Kristensen, P. 1998. Bioaccumulation of lipophilic substances in fish early life stages. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 1385–1395.
- Pikkarainen, A.-L. & Lemponen, P. 2005. Petroleum hydrocarbon concentrations in Baltic Sea subsurface water. *Boreal Environment Research* 10: 125–134.
- Pollino, C. A., Georgiades, E. & Holdway, D. A. 2009. Physiological changes in reproductively active rainbowfish (*Melanotaenia fluviatilis*) following exposure to naphthalene. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 1265–1270.
- Ramachandran, S. D., Hodson, P. V., Khan, C. W. & Lee, K. 2004. Oil dispersant increases PAH uptake by fish exposed to crude oil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59: 300–308.
- Redman, A., McGrath, J., Stubblefield, W., Maki, A. & Di Toro, D. 2012. Quantifying the concentration of crude oil microdroplets in oil-water preparations. *Environmental Toxicology and Chemistry* Doi:10.1002/etc.1882.
- Reynaud, S. & Deschaux, P. 2006. The effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on the immune system of fish: A review. *Aquatic Toxicology* 77: 229–238.
- Reynaud, S., Duchiron, C. & Deschaux, P. 2004. 3-Methylcholanthrene induces lymphocyte and phagocyte apoptosis in common carp (*Cyprinus carpio* L) in vitro. *Aquatic Toxicology* 66: 307–318.

- Rice, C. A., Myers, M. S., Willis, M. L., French, B. L. & Casillas, E. 2000. From sediment bioassay to fish biomarker – connecting the dots using simple trophic relationships. *Marine Environmental Research* 50: 527–533.
- Rice, S. D. 1985. Effects of oil on fish. Teoksessa: Engelhardt, F. R. (toim.), *Petroleum Effects in the Arctic Environment*. London: Elsevier Applied Science. s. 157–182.
- Rice, S. D., Thomas, R. E., Heintz, R. A., Wertheimer, A. C., Murphy, M. L., Carls, M. G., Short, J. W. & Moles, A. 2001. Synthesis of long-term impacts to pink salmon following the Exxon Valdez oil spill: persistence, toxicity, sensitivity, and controversy. *Final Report: project 99329. Exxon Valdez Trustee Council*, <http://www.afsc.noaa.gov/ABL/Habitat/Archives/pdfs/PSalmonSynthesis.pdf>, 76 s.
- Roy, L. A., Steinert, S., Bay, S. M., Greenstein, D., Sapozhnikova, Y., Bawardi, O., Leifer, I. & Schlenk, D. 2003. Biochemical effects of petroleum exposure in hornyhead turbot (*Pleuronichthys verticalis*) exposed to a gradient of sediments collected from a natural petroleum seep in CA, USA. *Aquatic Toxicology* 65: 159–169.
- Saborido-Rey, F., Dominguez-Petit, R., Tomas, J., Morales-Nin, B. & Alonso-Fernandez, A. 2007. Growth of juvenile turbot in response to food pellets contaminated by fuel oil from the tanker 'Prestige'. *Marine Ecology Progress Series* 345: 271–279.
- Schein, A., Scott, J. A., Mos, L. & Hodson, P. V. 2009. Oil dispersion increases the apparent bioavailability and toxicity of diesel to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 28: 595–602.
- Schirmer, K., Dixon, D. G., Greenberg, B. M. & Bols, N. C. 1998. Ability of 16 priority PAHs to be directly cytotoxic to a cell line from the rainbow trout gill. *Toxicology* 127: 129–141.
- Short, J. W., Irvine, G. V., Mann, D. H., Maselko, J. M., Pella, J. J., Lindeberg, M. R., Payne, J. R., Driskell, W. B. & Rice, S. D. 2007. Slightly weathered Exxon Valdez oil persists in Gulf of Alaska beach sediments after 16 years. *Environmental Science & Technology* 41: 1245–1250.
- Skalski, J. R., Coats, D. A. & Fukuyama, A. K. 2001. Criteria for oil spill recovery: A case study of the intertidal community of Prince William Sound, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill. *Environmental Management* 28: 9–18.
- Skouras, A., Lang, T., Vobach, M., Danischewski, D., Wosniok, W., Scharsack, J. P. & Steinhagen, D. 2003. Assessment of some innate immune responses in dab (*Limanda limanda* L.) from the North Sea as part of an integrated biological effects monitoring. *Helgoland Marine Research* 57: 181–189.
- Spehar, R. L., Poucher, S., Brooke, L. T., Hansen, D. J., Champlin, D. & Cox, D. A. 1999. Comparative toxicity of fluoranthene to freshwater and saltwater species under fluorescent and ultraviolet light. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37: 496–502.
- Spitsbergen, J. M., Tsai, H. W., Reddy, A., Miller, T., Arbogast, D., Hendricks, J. D. & Bailey, G. S. 2000. Neoplasia in zebrafish (*Danio rerio*) treated with 7,12-dimethylbenz[a]anthracene by two exposure routes at different developmental stages. *Toxicologic Pathology* 28: 705–715.
- Stagg, R. M., Rusin, J., McPhail, M. E., McIntosh, A. D., Moffat, C. F. & Craft, J. A. 2000. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on expression of CYP1A in salmon (*Salmo salar*) following experimental exposure and after the Braer oil spill. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 2797–2805.
- Stasiunaite, P. 2003a. The influence of heavy fuel oil on the early ontogenetic development of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Acta Zoologica Lituanica* 13: 239–246.
- Stasiunaite, P. 2003b. Sublethal effects of heavy fuel oil on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) alevins. *Ekologija (Vilnius)* 2: 28–33.
- Stige, L. C., Ottersen, G., Hjermann, D. O., Dalpadado, P., Jensen, L. K. & Stenseth, N. C. 2011. Environmental toxicology: Population modeling of cod larvae shows high sensitivity to loss of zooplankton prey. *Marine Pollution Bulletin* 62: 395–398.
- Sundt, R. C. & Björkblom, C. 2011. Effects of produced water on reproductive parameters in prespawning Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 74: 543–554.
- Suris-Regueiro, J. C., Garcza-Gil, M. D. & Varela-Lafuente, M. M. 2007. The Prestige oil spill and its economic impact on the Galician fishing sector. *Disasters* 31: 201–215.

- SYKE 2012. Huomattavimmat alusöljyvahingot vuosina 1969–2011. 3 s.
- Thomas, P. & Budiantara, L. 1995. Reproductive life-history stages sensitive to oil and naphthalene in Atlantic croaker. *Marine Environmental Research* 39: 147–150.
- Thorne, R. E. & Thomas, G. L. 2008. Herring and the "Exxon Valdez" oil spill: an investigation into historical data conflicts. *ICES Journal of Marine Science* 65: 44–50.
- Tierney, K. B., Baldwin, D. H., Hara, T. J., Ross, P. S., Scholz, N. L. & Kennedy, C. J. 2010. Olfactory toxicity in fishes. *Aquatic Toxicology* 96: 2–26.
- Tilseth, S., Solberg, T. S. & Westheim, K. 1984. Sublethal effects of the water-soluble fraction of ekofisk crude oil on the early larval stages of cod (*Gadus morhua* L.). *Marine Environmental Research* 11: 1–16.
- Tintos, A., Gesto, M., Miguez, J. M. & Soengas, J. L. 2007. Naphthalene treatment alters liver intermediary metabolism and levels of steroid hormones in plasma of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 139–147.
- Truscott, B., Idler, D. R. & Fletcher, G. L. 1992. Alteration of reproductive steroids of male winter flounder (*Pleuronectes americanus*) chronically exposed to low levels of crude oil in sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2190–2195.
- Tuvikene, A. 1995. Responses of fish to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Annales Zoologici Fennici* 32: 295–309.
- Upshall, C., Payne, J. F. & Hellou, J. 1993. Induction of MFO enzymes and production of bile metabolites in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to waste crankcase oil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 2105–2112.
- Urho, L. 1991. Impact of an oil spill on herring stock. Herring Symposium, Anchorage, Alaska USA, October 23–25, 1990. Lowell Wakefield Fisheries Symposium (9th). *Alaska Sea Grant College Program. Report 91-01*. s. 569–582.
- van der Oost, R., Beyer, J. & Vermeulen, N. P. E. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 13: 57–149.
- Vignier, V., Vandermeulen, J. H. & Fraser, A. J. 1992. Growth and food conversion by Atlantic salmon parr during 40 days exposure to crude-oil. *Transactions of American Fisheries Society* 121: 322–332.
- von Westernhagen, H. 1988. Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. Teoksessa: Hoar, W. S. & Randall, D. J. (toim.), *Fish Physiology*, Volume XI, The physiology of developing fish, Part A Eggs and larvae. Academic Press. London. s. 253–346.
- Vuontisjärvi, H., Keinänen, M., Vuorinen, P. J. & Peltonen, K. 2004. A comparison of HPLC with fluorescence detection and fixed wavelength fluorescence methods for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites in fish bile. *Polycyclic Aromatic Compounds* 24: 333–342.
- Vuorinen, P. & Axell, M.-B. 1980a. Kokeellinen tutkimus raakaöljyn vaikutuksesta silakan alkioihin ja hauen poikasiin. Itämeren öljyvahinko 1979. *Sisäasiainministeriön ympäristönsuojeluosaston julkaisu A:2*. s. 89–98.
- Vuorinen, P. & Axell, M.-B. 1980b. Effects of water soluble fraction of crude oil on herring eggs and pike fry. *ICES Document CM 1980/E:30*. 10 s.
- Vuorinen, P. & Halling, F. 1980. Öljyvahingon vaikutus kalojen makuun Ahvenanmaan läheisillä vesialueilla. Itämeren öljyvahinko 1979. *Sisäasiainministeriön ympäristönsuojeluosaston julkaisu A:2*. s. 85–88.
- Vuorinen, P. J., Keinänen, M. & Vuontisjärvi, H. 2003. Bile PAH-metabolite concentrations in perch (*Perca fluviatilis*) exposed to crude oil and sampled in the Gulf of Finland near an oil refinery and in Baltic salmon (*Salmo salar*). *ICES Document CM 2003/M:10*. 9 s.
- Vuorinen, P. J., Keinänen, M., Vuontisjärvi, H., Baršienė, J., Broeg, K., Förlin, L., Gercken, J., Kopecka, J., Koehler, A. & Parkkonen, J. 2006. Use of biliary PAH metabolites as a biomarker of pollution in fish from the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 53: 479–487.
- Wadsworth, T., Dicks, Dr. B. & Lavigne, C. 1999. The adaptation of mariculture practices in response to spilled oil. *1999 International Oil Spill Conference*. 4 s.
- Weber, L. P. & Janz, D. M. 2001. Effect of beta-naphthoflavone and dimethylbenz[a]anthracene on apoptosis and HSP70 expression in juvenile channel catfish (*Ictalurus punctatus*) ovary. *Aquatic Toxicology* 54: 39–50.

- Weis, J. S. & Weis, P. 1989. Effects of environmental pollutants on early fish development. *Reviews in Aquatic Sciences* 1: 45–73.
- Weiss, C. M. & Botts, J. L. 1957. Factors affecting the response of fish to toxic materials. *Sewage and Industrial Wastes* 29: 810–818.
- Wendelaar Bonga, S. E. & Lock, R. A. C. 1992. Toxicants and osmoregulation in fish. *Netherlands Journal of Zoology* 42: 478–493.
- White, P. A., Robitaille, S. & Rasmussen, J. B. 1999. Heritable reproductive effects of benzo[a]pyrene on the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 1843–1847.
- Wilson, K. W. 1972. Toxicity of oil-spill dispersants to embryos and larvae of some marine fish. Teoksessa: Ruivo, M. (toim.), *Marine Pollution and Sea Life*. Fishing News (Books). London. s. 318–322.
- Witt, G. 2002. Occurrence and transport of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water bodies of the Baltic Sea. *Marine Chemistry* 79: 49–66.
- Witt, G. & Trost, E. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Baltic Sea and of the German coastal waters. *Chemosphere* 38: 1603–1614.
- Yu, R. M. K., Ng, P. K. S., Tan, T. F., Chu, D. L. H., Wu, R. S. S. & Kong, R. Y. C. 2008. Enhancement of hypoxia-induced gene expression in fish liver by the aryl hydrocarbon receptor (AhR) ligand, benzo[a]pyrene (BaP). *Aquatic Toxicology* 90: 235–242.
- Zelikoff, J. T. 1998. Biomarkers of immunotoxicity in fish and other non-mammalian sentinel species: predictive value for mammals? *Toxicology* 129: 63–71.
-



JULKAISIJA

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Viikinkaari 4

PL 2

00791 Helsinki

Puh. 0205 7511

www.rktl.fi