

Hyviä käytäntöjä sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin ja kestävään riskinhallintaan

Luonnos

Jani Häkkinen, Matti Leppänen, Jussi Reinikainen, Outi Pyy, Heidi Ahkola, Ville Junttila, Jani Salminen, Outi Hyttinen ja Arto Itkonen

Sisällys

1 Johdanto	4
2 Taustaa	6
2.1 Sedimenttien pilaantuneisuus Suomessa	6
2.2. Sedimenttien pilaantuneisuutta koskeva sääntely	6
2.2.1 Unionin ympäristön suojelunsäädöksiä ja tavoitteita	6
2.2.2 Ympäristönsuojelulain vesistön pilaantuminen	7
2.2.3 Vesistön merkittävä pilaantuminen	8
2.2.4 Pilaantuneisuuden arviointikriteerit	9
2.2.5 Pilaantumisen arviointiin liittyvää terveydensuojelusääntelyä	10
3 Riskinarviointimenettely	12
3.1 Yleiset periaatteet	12
3.2 Riskinarvioinnin tarve	14
3.3. Haittojen ja riskien tunnistaminen	18
3.4 Haittojen ja riskien määrittäminen	18
3.5 Haittojen ja riskien kuvaus sekä johtopäätökset	19
4 Riskinarvioinnin lähtötiedot	20
4.1 Taustaselvitys vesistön kuormitushistoriasta sekä herkkyydestä	20
4.2 Sedimentin fysikaalinen ja kemiallinen koostumus	20
4.3 Käsitteellinen malli	20
4.4. Useat todistelinjat	22
5 Kohdetutkimukset	25
5.1 Näytteenottosuunnitelma	26
5.1.1. Sedimentti matriisina	27
5.2. Kemialliset analyysit	28
5.2.1 Haitallisten aineiden määritykset	28
5.2.2 Muut fysikaaliskemialliset muuttujat	29
6 Kulkeutumisriskien arviointi	31
6.1 Kulkeutuminen vesistössä	31
6.1.1 Kulkeutuminen ja kerrostuminen	31
6.1.2 Eroosio	31
6.1.3 Vapautuminen liuenneena sedimentistä	32
6.1.4 Pohjadynaamiset vyöhykkeet	33
6.2 Haitta-aineiden kulkeutumisen ja kertymisen arviointi	34
6.2.1 Eri haitta-aineiden kulkeutumisominaisuudet	34
6.2.2 Kulkeutumisen käsitteellinen malli	34
6.2.3 Sedimentin karakterisointi	36
6.2.4 Liuenneiden aineiden sedimentistä vapautumisen mallinnus	36
6.2.5 Partikkeleihin sitoutuneiden haitallisten aineiden kulkeutumisen mallinnus	38
7 Ekologisten riskien arviointi	41
7.1 Haitallisen aineen biosaatavuuden määrittäminen	42
7.1.1 Metallien biosaatavuus vesiympäristössä	42
7.1.2 Orgaanisten aineiden biosaatavuus (sedimentissä)	45

7.1.3	Orgaanisten aineiden biokertyminen sekä rikastuminen ravintoketjussa	46
7.1.4.	Biokertymisen mittaaminen indikaattorilajeista	50
7.2	Biotestit sedimenttien riskejä arvioitaessa	51
7.2.1.	Yleistä	51
7.2.2	<i>In vivo</i> -biotestit	52
7.2.3	<i>In vitro</i> -biotestit.....	53
7.2.4	Testipatterit	53
7.3	Ekologisessa riskinarvioinnissa käytettävät viitearvot.....	57
7.3.1	Toksisuuteen liittyvät viitearvot.....	57
7.3.2	Kulkeutumiseen liittyvät viitearvot.....	58
7.3.3	EU:n arviointikriteerit	58
7.4	Pohjaeliöyhteisötason tutkimukset.....	59
7.4.1	Pohjaeläinten biologiset indeksit	59
7.5	Biomarkkerit.....	61
7.6	Seostoksisuuden tai yhteisvaikutusten huomioiminen	64
8	Terveysriskit.....	66
8.1.	Terveysriskien arviointi.....	66
8.2.	Ravinnon kautta altistuminen.....	68
8.3	Suoraan sedimentin tai veden käytön kautta tapahtuva altistuminen.....	68
8.5	Aineiden yhteisvaikutukset	69
8.7	Terveysriskin määrittely ja kuvaus	69
8.7.1	Ei-genotoksiset aineet	70
8.7.2	Genotoksiset aineet	70
9	Riskinarvioinnin johtopäätökset	72
9.1	Ongelman laajuus ja vakavuus eli skaalaus	73
9.2	Epävarmuuden käsittely	73
9.3	Riskien hyväksyttävyyys ja kunnostustarpeen todentaminen	74
10	Kestävästi toteutettu sedimenttihanke.....	75
10.1	Kestävä riskienhallinta	75
10.2	Kestävyys suunnitteluvaiheessa	75
10.3	Kestävyys toteutusvaiheessa - vesiympäristö	77
10.4	Kestävyys toteutusvaiheessa - maaympäristö	77
10.5	Kansainvälinen ja kotimainen ohjeistus.....	78
10.6	Lopuksi.....	79
Liite 1.	Kynnysarvona käytettävän ympäristölaatumormin johtaminen EU:n ohjeen mukaisesti (Euroopan komissio 2018)	89
Liite 2.	Perusteluja Ruotsin ja Sveitsin sekä Norjan arvojen käytölle sedimentin kynnysarvoina	92
Liite 3.	Näytteenoton tavoitteet, strategiat ja näytteenottotavat.....	93
Liite 4.	Kemiallinen analytiikka ja näytteiden määrät sekä näytteiden käsittely	98
Liite 5.	Kulkeutumisriskien arviointi	100

1 Johdanto

Sedimenttiä voidaan pitää vesistön muistina. Siitä voidaan tunnistaa menneiden vuosikymmenien muutokset vedenlaadussa, vesistön kuormituksessa tapahtuneet muutokset, haitallisten aineiden käyttöönotto tai vastaavasti niiden kiellot. Haitallisten aineiden pitoisuudet sedimentissä voivat nousta huomattavasti korkeammaksi kuin sen yllä olevassa vesipatsaassa. Sedimentin haitalliset aineet voivat vaikuttaa negatiivisesti eliöihin ja ekosysteemeihin sekä välillisesti ihmisten terveyteen. Sedimentit voivat toimia myös päästölähteenä haitallisten aineiden vapautumiselle ja kulkeutumiselle joko sedimentin luontaisen häiriintymisen tai ihmistoiminnasta aiheutuvan häiriön vuoksi.

Sedimentteihin sitoutuneiden haitallisten aineiden vaikutuksia ympäristölle pitää pystyä arvioimaan. Useissa valtioissa sedimentteihin liittyviä riskejä ja pilaantuneisuutta arvioidaan aineille määritettyjen raja-, kynnyks- tai ohjearvojen sekä ympäristölaatu normien avulla (Häkkinen ym. 2022). Haitallisiksi tunnetuille aineille on johdettu lukuisia empiirisiä tai teoreettisia viitearvoja sekä makean että meriveden sedimenteille. Eri valtioissa sedimenttien pilaantuneisuutta arvioidaan vaihtelevista lähtökohdista ja tavoitteista. (Ingersoll & Wenning 2002, Burton 2002, de Deckere ym. 2011, Kwok ym. 2014, Liu ym 2017, Birch ym. 2018, Burton 2018, Briels 2020, Centre Ecotox 2020, Carls ym. 2021) Sedimenttien haitallisten aineiden riskien ja pilaantuneisuuden arviointia varten on olemassa useita oppaita ja erityyppisiä riskinarviointikehyksiä (muun muassa Simpson & Batley 2016, Anderson ym. 2008, Hin ym. 2010, Bay ym. 2021, Euroopan komissio 2018). Yhteisenä piirteenä näille on monia todistelinjoja hyödyntävä, monivaiheinen riskinarviointi. Tämän oppaan haitallisten aineiden valinta ja kynnyksiarvojen määrittäminen perustuu osittain Ruotsin laajaan sedimenttien ympäristömonitorointiaineistoon (Josefsson 2022).

Suomessa sedimenttien haitta-aineselvityksiä tehdään nykyisin lähinnä luvanvaraisten ruoppaushankkeiden yhteydessä. Tällöin tavoitteena on arvioida voimassa olevan ympäristöministeriön ruoppaus- ja läjitys ohjeen mukaisesti ruopattavien sedimenttien läjityskelpoisuus vapaaseen veteen. Ohje määrittelee sedimenttien läjityskelpoisuuden, muttei ota kantaa niiden pilaantuneisuuteen ja kunnostustarpeeseen. Ohjeessa korostetaan, ettei ohjetta eikä sen sisältämiä raja-arvoja ruoppausmassoille ole tarkoitettu sovellettavaksi paikalleen jätettävien kohonneiden haitta-ainepitoisuuksia sisältävien sedimenttien riskien tai kunnostustarpeen arviointiin. Kyseistä ohjetta ei ole tarkoitettu sovellettavaksi ympäristön pilaantumisen perusteella tehtäviin ruoppauksiin tai muuhun riskinhallintaan (YM 2015).

Tämän oppaan tarkoituksena on ohjeistaa hyviä käytäntöjä paikallaan olevien sedimenttien pilaantuneisuuden (ekologisen ja terveystarpeen) ja mahdollisen riskinhallintatarpeen arviointiin. Häkkisen ym. (2022) selvityksessä todettiin selkeästi tarve paikallaan olevan sedimentin riskinarvioinnin kehittämiseksi. Sedimentin pilaantuneisuuden arvioinnille voi olla tarvetta tilanteissa, jossa esimerkiksi pintaveden laatu on huonontunut tai on syytä epäillä, että sedimentin aineet aiheuttavat haitallisia muutoksia suojelluille eliölajeille tai elinympäristöille taikka vaarantavat alueen käyttötarkoitusta, kuten kalastusta tai virkistyskäyttöä. Sedimentin pilaantuneisuuden arviointitarve voi syntyä esimerkiksi alueen toimintahistorian, vesistöissä havaittujen muutosten tai eliöstöstä mitattujen kohonneiden haitallisten aineiden perusteella.

Tämä raportti pyrkii luomaan ja yhdenmukaistamaan riskinarvioinnin käytäntöjä, edistämään sedimentteihin liittyvien tutkimusten ja seurantojen toteutusta tarkoituksenmukaisella tavalla ja ohjaamaan mahdollisten riskinhallintatoimenpiteiden kohdentamisen vesiympäristön tilaa merkittävästi heikentäviin kohteisiin. Raportissa kuvataan sedimenttien pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen riskiperusteista kokonaisvaltaista arviointia. Raportissa esitetty riskinarviointi- ja kestävä riskinhallinta vastaa peruseriaatteiltaan pilaantuneiden maa-alueiden arviointia käsittelevää ympäristöministeriön ohjetta (YM 2014 eli niin sanottuja PIMA-ohje), mutta sen sisältöä on rajattu ja täydennetty sedimenttikohteiden erityispiirteet huomioiden. Raportissa esitetty riskinarviointi keskittyy erityisesti ekologisten riskien arviointiin, joiden merkitys sedimenttikohteissa korostuu pilaantuneiden maa-alueiden riskinarviointiin verrattuna. PIMA-ohjeen lisäksi riskinarviointiprosessi mukaillee tietyiltä osiltaan esimerkiksi Kanadan sedimenttien riskinarvioinnin ohjeistusta, EU:n riskinarviointimallia, Norjan sedimentin arviointiohjetta, Australian ja Yhdysvaltain ohjeita (Anderson ym. 2008, Euroopan komissio 2018, Breedveld ym. 2018, Simpson & Batley 2016, US EPA 2001, Bay ym. 2021).

Raportin esittämässä ohjeistuksessa ei ole käsitelty yksityiskohtaisesti kaikkia niitä riskinarvioinnin osatekijöitä, joiden osalta PIMA-ohje soveltuu suoraan myös sedimenttikohteiden arviointiin. Tästä syystä raportin esittelemien sedimentin riskinarviointikäytäntöjen ja kestävä riskinhallinnan ohjeistuksen käyttö edellyttää riskinarviointiprosessin riittävää ymmärtämistä ja sitä tulee soveltaa yhdessä PIMA-ohjeen kanssa. Vastaava PIMA-ohjetta täydentävä erillisohjeistus on aiemmin annettu suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnista, jossa ohjeistuksen pääpaino on happamien ja haitta-aineita sisältävien valumavesien aiheuttamissa pintavesipäästöissä (YM 2020).

LUONNOS

2 Taustaa

2.1 Sedimenttien pilaantuneisuus Suomessa

Korkeimmat sedimentin haitta-aineiden pitoisuudet havaitaan yleensä pistemäisten kuormituslähteiden vaikutusalueilla. Joidenkin aineiden osalta myös, hajakuormitus, kaukokulkeutuma ja ilmalaskeuma ovat merkittäviä vesistöjen kuormittajia. Kuormituslähde vaikuttaa myös päästöjen koostumukseen.

Yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen päästöistä on yleensä mitattavissa laaja kirjo vaihtelevia haitallisia aineita, kun taas yksittäisen teollisuuslaitoksen päästöissä niitä on huomattavasti rajallisempi määrä.

Jaakkonen (2011) on koonnut vuosina 2009–2010 tietoa eri toimialojen kuormittamien sisävesien sedimenteissä esiintyvistä haitta-aineista. Etenkin voimakkaimmin kuormitetuilla alueilla sedimenttien pilaantumisesta voi aiheutua paikallisten ympäristö- ja terveysvaikutusten ohella myös laaja-alaisempia vaikutuksia.

Pistekuormituksen seurauksena esimerkiksi kemiallisen metsätalouden käyttämää elohopeaa sekä alkuainekloorin käytössä muodostuneita dioksiineja ja furaaneja (PCDD/F) havaitaan yleisesti laitosten kuormittamien vesistöjen sedimenteissä. Sedimenteistä on mitattu myös kohonneita polykloorattujen bifenyyliden (PCB) pitoisuuksia, paperi- ja kartonkiteollisuuden per- ja polyfluorattuja yhdisteitä (PFAS). Vanhojen saha- ja kyllästämöalueiden läheisten vesistöjen sedimentteihin on kertynyt kloorifenoleja, PAH-yhdisteitä, raskasmetalleja sekä PCDD/F-yhdisteitä. Kymijoella sedimentit ovat kloorialkaani- ja kyllästysainetehtaan toiminnan seurauksena pilaantuneet voimakkaasti elohopealla sekä PCDD/F-yhdisteillä. Kaivosteollisuuden alapuolisissa vesistöissä puolestaan havaitaan yleisesti kohonneita raskasmetallipitoisuuksia. Tyypillisimpiä ovat kupari, sinkki, nikkeli, lyijy, arseeni, kadmium, koboltti, kromi ja tina (Jaakkonen 2011).

Lisäksi esimerkiksi laivojen ja veneiden pohjissa on käytetty eliöiden kiinnittymistä ehkäisevinä biosideina organotinayhdisteitä, kuten TBT:tä. Näitä yhdisteitä havaitaan usein kohonneina pitoisuuksina niin isojen kuin pienvenesatamien läheisistä sedimenteistä (Jaakkonen 2011, Mehtonen ym. 2018, Mannio ym. 2018). Lisäksi telakoiden edustalta on mitattu myös korkeita mineraaliöljyjen, PCB-yhdisteiden, kadmiumin, sinkin ja arseenin pitoisuuksia. (Jaakkonen 2011)

Itämerellä teollisuuden ja yhdyskuntien päästöjen osuudet pistemäisestä kokonaiskuormituksesta vaihtelevat merialueittain. Pääsääntöisesti Perä- ja Selkämerellä teollisuuden raskasmetallipäästöt ovat suuremmat kuin yhdyskuntien. Suomenlahdella tilanne elohopean ja nikkelin osalta on päinvastainen. Teollisuuden elohopea- ja lyijypäästöt ovat nykyisin samaa suuruusluokkaa kuin yhdyskuntien päästöt, kun taas teollisuuden kadmiumpäästöt ovat selvästi ja nikkelipäästöt hieman suuremmat kuin yhdyskuntien. Suurimmat yhdyskuntien elohopea-, kadmium-, lyijy- ja nikkelipäästöt kohdistuvat Suomenlahteen (Mehtonen ym. 2018, Mannio ym. 2018).

Sedimenttien riskinarviointia tehtäessä ja edelleen kehitettäessä on huomioitava myös ”uudet” sedimenttien haitalliset aineet, kuten lääkeaineet, siloksaanit ja PFAS-yhdisteet. Myös mikromuovien on havaittu päätyvän sedimentteihin (Saarni ym. 2021), ja niiden sisältämien haitta-aineiden vaikuttavan haitallisesti pohjan eliöihin (Näkki 2021).

2.2. Sedimenttien pilaantuneisuutta koskeva sääntely

2.2.1 Unionin ympäristön suojelunsäädöksiä ja tavoitteita

Sedimentteihin ja niiden pilaantumiseen liittyvän kansallisen sääntelyn taustalla ovat Euroopan unionin ympäristönsuojelua koskevat säädökset. Unionin vesipolitiikan puitedirektiivi (2000/60/EY, VPD) on pääasiallinen vesiympäristön ja siten myös sedimenttien pilaantumista ehkäisevä ja sen hallintaa ohjaava säädös. Sitä täydentävät prioriteettiainedirektiivi (2008/105/EY muutettuna direktiivillä 2013/39/EU), komission direktiivi VPD:n mukaisesta veden kemiallista tilaa koskevasta analysoinnista ja seurannasta (2009/90/EY) sekä ympäristövastuudirektiivi (2004/35/EY). Näiden direktiivien päätavoitteena on vesien

tilan huononemisen estäminen ja parantaminen vähintään hyvään ekologiseen ja kemialliseen tilaan. Huomioitavaa on, ettei unionilla ole erityislainsäädäntöä koskien paikallaan olevia sedimenttejä.

Meristrategiadirektiivillä (2008/56/EY, Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi yhteisön meriympäristöpolitiikan puitteista) ja komission direktiivillä meristrategiadirektiivin muuttamisesta (2017/845/EU) on merkitystä arvioitaessa merisedimenttien tilaa ja ympäristövaikutuksia. Myös näiden direktiivien päämääränä on vesien, tässä tapauksessa meriympäristön hyvän tilan saavuttaminen. Toimenpiteitä ohjaa komission päätös merivesien ekologisen tilan arvioinnista, seurannasta ja niihin liittyvistä standardeista (2017/848).

Euroopan unionin jäsenvaltiot ja komissio ovat lisäksi syventäneet yhteistyötä Itämeren ongelmien ratkaisemiseksi Unionin Itämeri-strategian myötä (The European Union Strategy for the Baltic Sea Region, EUSBSR5). Strategia koostuu Eurooppa-neuvoston hyväksymästä strategiasta ja EU:n komission jäsenmaiden kanssa laatimasta toimintasuunnitelmasta. Tavoitteena on muun muassa Itämeren ekologisen tasapainon palauttaminen. Itämeren alueella unionin sääntelyä täydentää edelleen Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva HELCOM:n Itämeren toimintaohjelma. Sen tavoitteena on meren hyvän ekologisen tilan saavuttaminen vähentämällä kuormitusta kaikista päästölähteistä, suojelemalla meriluontoa ja säilyttämällä lajien monimuotoisuus.

Ympäristöpolitiikka kuuluu jaetun toimivallan alueelle (SEUT 4 artikla). Siten kansallista oikeutta tulee tulkita mahdollisimman pitkälle EU-oikeuden kanssa yhteensopivalla tavalla ja antaa EU-oikeudelle etusija, mikäli kansallinen säännös on sen kanssa ristiriidassa (etusijaperiaate). Sedimenttejä ja niiden pilaantumiseen liittyviä kansallisia säännöksiä onkin tulkittava mahdollisimman pitkälle niiden taustalla olevien unionin direktiivien ja muiden säädösten sanamuotojen ja tarkoitusten mukaisesti.

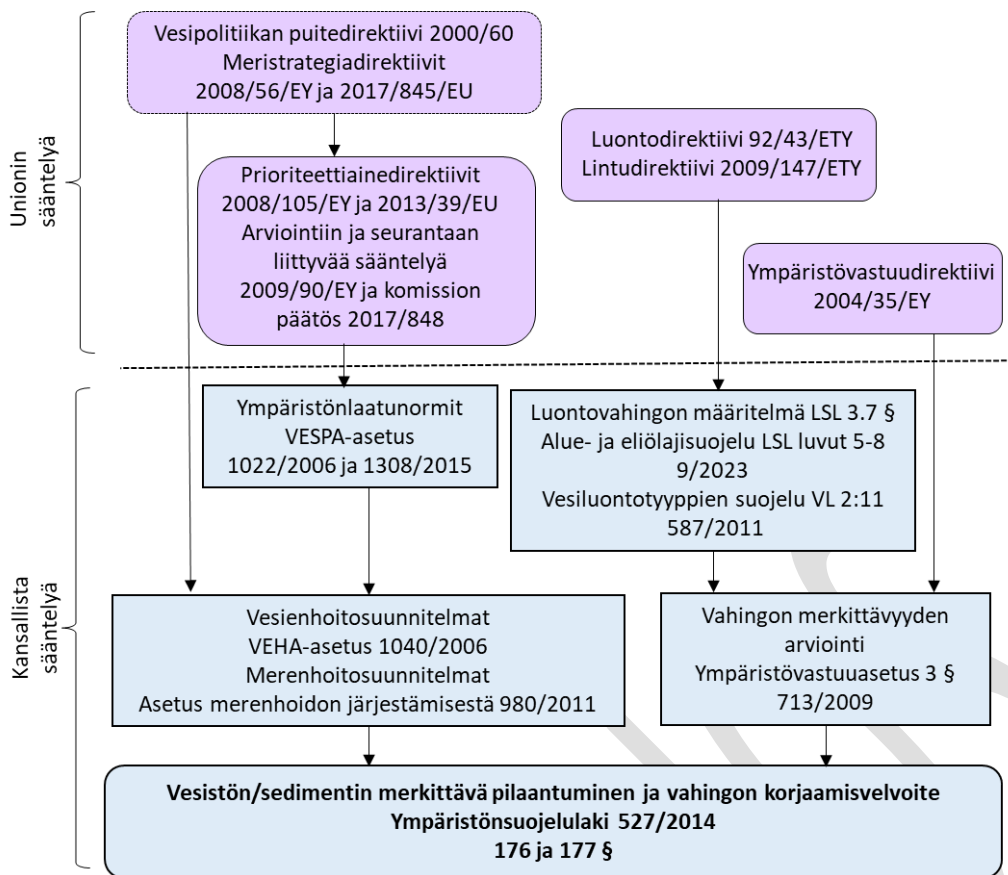
2.2.2 Ympäristönsuojelulain vesistön pilaantuminen

Sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin ei ole kansallista erityissääntelyä, jolloin sedimenttien osalta sovellettavaksi tulevat lähinnä vesistöjen pilaantumista ja luontovahinkoja koskeva sääntely.

Ympäristönsuojelulain (527/2014, YSL) 176 ja 177 §:n sisältyvät säännökset vesistön pilaantumisen merkittävyyden arvioinnista ja luontovahinkojen korjaamisesta. Arvioinnin tavoitteena on selvittää erityisesti suojelluille ekosysteemeille ja eliölajeille sekä veden laadulle aiheutuneet tai mahdollisesti aiheutuvat haitalliset muutokset.

Sedimenttien pilaantuneisuutta ei arvioida niiden sisältämien haitallisten aineiden pitoisuuksien perusteella, vaan pilaantumisen merkittävyys määräytyy tapauskohtaisesti sen mukaan, millaisia mahdollisia haitallisia vaikutuksia aineilla on vaikutusalueellaan. Vaikutusten sallittavuus vesistöissä riippuu viime kädessä siitä, vaarantuvatko luonnon ekosysteemit ja niistä riippuvaiset biologiset toiminnot.

Ympäristönsuojelulain ohella kiellettyihin ympäristövaikutuksiin liittyvää kansallista sääntelyä on erityisesti luonnonsuojelulaissa (9/2023, LSL), laissa vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä (2004/1299) sekä valtioneuvoston asetuksissa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006, VESPA-asetus), vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006, VEHA-asetus) ja merenhoidon järjestämisestä (980/2011). Muutosten merkittävyyden arviointiperusteiden taustalla ovat kansallisten vesi- ja luonnonsuojelulainsäädösten ohella Euroopan unionin direktiivit ja niiden tavoitteet (Kuva 1).



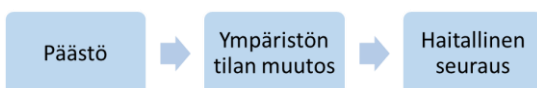
Kuva 1. Sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin liittyvää Euroopan unionin ja Suomen kansallista ympäristönsuojelusääntelyä.

Lisääntyvä tieto sedimenttien aiheuttamista haitallisista ympäristövaikutuksista saattaa johtaa sedimenttien ennallistamis- ja korjaustarpeeseen alueilla, joita ei aikaisemmin pidetty merkittävästi pilaantuneena tai huonossa tilassa olevina.

2.2.3 Vesistön merkittävä pilaantuminen

Ympäristön pilaantuminen määritellään ympäristönsuojelulain 5 §:ssä. Sen mukaan ympäristön pilaantumisella tarkoitetaan sellaista päästöä, josta aiheutuu joko yksin tai yhdessä muiden päästöjen kanssa esimerkiksi terveyshaittaa, haittaa luonnolle ja sen toimintoille tai luonnonvarojen käyttämisen estymistä tai melkoista vaikeutumista. Ympäristönsuojelulain pilaantumisen määritelmässä on huomioitu erilaisten toimijoiden ja päästöjen yhteisvaikutukset sekä laaja kirjo päästön aiheuttamia haitallisia seurauksia.

Ympäristönsuojelulain määritelmän perusteella pilaantuminen edellyttää toiminnan aiheuttamaa päästöä, päästöstä aiheutuvaa ympäristön tilan muutosta ja edelleen muutoksen aikaansaamaa haitallista seurausta (Kuva 2). Määritelmästä johtuen ympäristönsuojelun kannalta merkitystä on siten päästön lisäksi myös vesistön kyvyllä sietää päästöstä aiheutuvaa muutosta.



Kuva 2. Ympäristönsuojelulain ympäristön pilaantumisen syntymisen edellytykset.

Ympäristönsuojelulain 176 ja 177 §:ssä säännellään vesistön pilaantumisen merkittävyyden arviointiperusteista. Säännösten mukaan arvioinnissa on otettava erityisesti huomioon luonnonuojelulain 3 §:n 7 momentissa tarkoitetut luontovahingot ja mitä vesienhoidon ja merenhoidonjärjestämisestä annetun lain mukaisissa vesienhoitosuunnitelmissa esitetään toiminnan vaikutusalueen vesien tilaan ja käyttöön

liittyvistä seikoista. Ympäristönsuojelulain vesistön pilaantumisen määritelmä tukeutuukin pitkälti luonnonsuojelulain ohella VESPA- ja VEHA-asetuksen tavoitteisiin, vaikkakaan merkittävän pilaantumisen välttämättömänä edellytyksenä ei aina ole ekologisen tilan tai laadullisen tekijän tilan heikentyminen. Haitallisen vaikutuksen merkittävyttä määrittävistä seikoista säädetään tarkemmin valtioneuvoston asetuksessa eräiden ympäristölle aiheutuneiden vahinkojen korjaamisesta (713/2009, ympäristövastuuasetus).

2.2.4 Pilaantuneisuuden arviointikriteerit

Vesistön hyvän tilan tavoite

Suomessa on laadittu alueelliset vesienhoitosuunnitelmat, joiden tavoitteena on toimeenpanna vesipolitiikan puitedirektiivin velvoitteita. VEHA-asetuksessa säädetään vesienhoitosuunnitelmaan sisällytettävistä selvityksistä, vesien tilan arvioimisesta ja seurannasta sekä vesienhoitosuunnitelman laatimisesta. Merenhoitosuunnitelmista säädetään Suomessa puolestaan merenhoidon järjestämisestä annetulla valtioneuvoston asetuksella. VEHA-asetuksen liitteessä 1 on esitetty pintaveden ekologisen tilan luokittelussa käytettävät kriteerit. Niiden mukaan pintavesien biologisia tekijöitä voidaan arvioida myös sedimenttien fysikaaliskemiallisen laadun perusteella, vaikkakaan se ei ole pakollista. Toistaiseksi ainoastaan Ahvenanmaan vesipiirissä prioriteettiaineita seurataan merien rannikkovesissä myös sedimenteistä.

Euroopan unionin tuomioistuimen ohella Suomen korkein hallinto-oikeus on ratkaisuisaan linjannut, ettei viranomaisella saa myöntää lupaa uudelle hankkeelle, joka heikentää vesimuodostuman tilaa tai vaarantaa sen ympäristötavoitteiden saavuttamisen, ja että jo yhden laadullisen tekijän tilan huonontuminen on osoitus muodostuman tilan heikkenemisestä. Päätösten johdosta vesien tilatavoitteiden oikeudellinen sitovuus on lisääntynyt. Sedimenttien osalta tulkinnalla saattaa olla merkitystä esimerkiksi arvioitaessa riskinhallintatoimien tarvetta ja toteutusvaihtoehtoja.

Vaarallisille aineille asetetut laatu normit

Prioriteettiainedirektiivi on yksi EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin tytärdirektiiveistä. Se asettaa prioriteettiainesten aineiden vesimatriisille ympäristölaatu normit (EQS). Vesien kemiallisen tilan luokitus perustuu näihin normeihin. Prioriteettiainedirektiivi on Suomessa implementoitu VESPA-asetuksella sekä sitä muuttavalla valtioneuvoston asetuksella (1308/2015). VESPA-asetuksessa määritellään ympäristölaatu normi sellaiseksi vesiympäristölle vaarallisen ja haitallisen aineen pitoisuudeksi pintavedessä, sedimentissä tai eliöstössä, jota ei saa ihmisen terveyden tai ympäristön suojelemiseksi ylittää. VESPA-asetuksen 6.1 §:n mukaan liitteen 1 kohdissa C ja D lueteltujen aineiden pitoisuudet vedessä tai eliöstössä eivät saa ylittää mainituissa kohdissa säädettyä ympäristölaatu normia. Jos aineelle on annettu eliöstöä koskeva ympäristölaatu normi, käytetään tätä normia.

On huomattava, etteivät ympäristölaatu normit yksin määrittele merkittävän pilaantumisen rajaa, vaan jo alemmillakin haitallisten aineiden pitoisuustasoilla voi ilmetä merkittävää haittaa ympäristölle ja siten ympäristön pilaantumista. Toisaalta yksittäisen ympäristölaatu normin ylittyminen suppealla alueella ja hetkellisesti ei yksin tarkoita merkittävää tai huomattavaa vahinkoa, vaan arvioinnin tulee perustua kokonaisarviointiin.

Lisääntyvä tieto ympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista edellyttää arviointikriteereiden ja siten myös ympäristölaatu normien päivittämistä. Tämä voi merkitä muun muassa uusien aineiden tai aineryhmien lisäämistä prioriteettiainelistalle tai yhä kiristyviä ympäristölaatu normeja. Päivitysten yhteydessä tulevat arvioitavaksi myös sedimentteihin varastoituneiden ja mahdollisesti kertyvien haitallisten aineiden vaikutukset vesistöjen luokitukseen ja sedimenttien ennallistamis- ja korjaustarpeeseen.

Elinympäristöjen ja eliölajien suojeleminen

Sedimenttejä ja niistä mahdollisesti aiheutuvia haitallisia vaikutuksia koskevat myös unionin keskeiset säännökset elinympäristöjen ja eliölajien suojeleminen. Unionin elinympäristöjen suojeleminen toteutetaan pitkälti perustamalla Natura 2000 -verkostoon kuuluvia luontodirektiivin erityisten suojeletoimenpiteiden alueita ja lintudirektiivin erityisiä suojelealueita. Luontodirektiivissä säädetään luontotyyppien ja lajien

elinympäristöjen heikentymisen sekä lajien häirinnän estämisestä (6.2 artikla). Vaikka direktiiveissä sedimenttejä ei suoraan mainita, ne ovat osa suojeltuja pohjaelinympäristöjä.

Sellaiset toimenpiteet, jotka kohdistuvat sedimentteihin ja joiden arvioidaan merkittävästi heikentävän esimerkiksi Natura 2000 -verkostoon kuuluvan alueen sellaisia luonnonarvoja, joiden suojelemiseksi alue on perustettu, ovat kiellettyjä (LSL 34 §). Vesiluontotyypin suojelusta on säännelty vesilain 2 luvun 11 §:ssä (587/2011, VL). Kielletyistä vaikutuksista suojeltuihin eläin- ja kasvilajeihin sekä niiden tärkeisiin elinympäristöihin on säännökset luonnonsuojelulaissa (LSL 8 luku). Suomessa esiintyvistä uhanalaisista ja suojelua edellyttävistä eliölajeista on säädetty valtioneuvoston asetuksella (160/1997, LSA).

Luontovahingon määritelmään eivät sisälly millaiset tahansa haitalliset vaikutukset suojeltaville luontoarvoille, vaan niiden on oltava merkittäviä suojelutason saavuttamisen tai säilyttämisen kannalta. Haitallisen vaikutuksen merkittävyyttä on arvioitava suhteessa kyseisen luontotyypin tai lajin suojelun tasoon, niiden tuottamiin palveluihin ja luonnolliseen uudistumiskykyyn. Ympäristövastuuasetuksen 2 §:ssä on edelleen tarkennettu, mitä tulee ottaa huomioon arvioitaessa suotuisalle suojelutasolle aiheutuneen tai mahdollisesti aiheutuvan haitallisen vaikutuksen merkittävyyttä. Yhtenä arviointikriteerinä ovat myös vaikutukset ihmisten terveyteen.

Vaikka merkittäviä määriä haitallisia aineita sisältävät sedimentit eivät sijoittuisi näille erityisesti suojelluille alueille tai alueille, joilla uhanalaisia tai suojeltuja eliölajeja esiintyy, sedimenteistä vapautuvat haitalliset aineet voivat kulkeutua ja levitä vesien mukana tällaisiin kohteisiin. Siksi sedimenttien pilaantuneisuutta arvioitaessa on pyrittävä kartoittamaan sedimentteihin kertyneiden haitallisten aineiden vapautuminen vesifaasiin ja mahdollinen kulkeutuminen sekä aineiden aiheuttamat todennäköiset tai mahdolliset muutokset vaikutusalueensa ympäristössä ja eliöissä.

2.2.5 Pilaantumisen arviointiin liittyvää terveydensuojelusääntelyä

Terveydensuojelun osalta keskeisin säädös on terveydensuojelulaki (763/1994, TSL). Sen tavoitteena on muun muassa vähentää ja poistaa sellaisia elinympäristössä esiintyviä tekijöitä, jotka voivat aiheuttaa terveyshaittaa. Laissa terveyshaitalla tarkoitetaan ihmisessä todettavaa sairautta, muuta terveydenhäiriötä tai sellaisen tekijän tai olosuhteen esiintymistä, joka voi vähentää väestön tai yksilön elinympäristön terveellisyyttä (TSL 1 §). Määritelmä sisältää haitallisen terveysvaikutuksen, kuten sairauden lisäksi riskin vaikutuksen ilmenemisestä. Siten jo haitallisen vaikutuksen mahdollistavaa altistumista voi pitää lain tarkoittamana terveyshaittana. Sedimenteistä vapautuvilla haitallisilla aineilla saattaa olla merkitystä ihmisten terveydelle esimerkiksi silloin, kun vesistöä käytetään talousvesilähteenä taikka ihmiset altistuvat näille aineille uinnin tai kalastuksen myötä.

Talousvetenä käytettävän veden on oltava terveydelle haitatonta ja tarkoitukseensa soveltuvaa (TSL 17 §). Säännös määrittelee yleiset vaatimukset talousvetenä käytettävälle pohja- ja pintavedelle. Talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista on säädetty tarkemmin sosiaali- ja terveysministeriön asetuksella (2015/1352). Asetuksen laatuvaatimukset (liitteen 1 taulukot 1, 2 ja 3) pohjautuvat terveysvaikutuksiin, kun taas laatusuosituksen (liitteen 1 taulukko 4) perustana ovat muut arviot veden käyttökelpoisuudesta, kuten haju, maku tai korrosio. Laatuvaatimusten ja -suositusten ylitykset edellyttävät terveydensuojeluviranomaisen arviota terveyshaitan mahdollisuudesta sekä korjaavien toimenpiteiden tarpeesta ja kiireellisyydestä (TSL 17 § ja 18 §).

Yleisten uimarantojen uimaveden laatuvaatimuksista säännellään sosiaali- ja terveysministeriön asetuksilla, joista toiset sääntelevät suuria (177/2008 ja 711/2014) ja toiset pieniä uimarantoja (358/2008 ja 710/2014). Säästösten liitteiden taulukoissa on määritelty kriteerit, joiden perusteella arvioidaan uimaveden sellaista laadun huononemista, josta saattaa aiheutua uimareille terveydellistä haittaa. Laatuvaatimukset ja -suositukset on asetettu lähinnä tauteja aiheuttaville bakteereille ja aistittaville jätteille, kuten öljyisille jätteille tai kelluville materiaaleille, ei siten suoranaisesti haitallisille aineille.

Kalastukseen ja kalansyöntiin liittyvää sääntelyä on elintarvikelaissa (297/2021, ETL). Lakia ei sovelleta yksityistalouden omaan käyttöön tarkoitettujen elintarvikkeiden tuotantoon. Ammattikalastuksen osalta on velvoite huolehtia elintarvikkeiden ominaisuuksista siten, etteivät ne aiheuta vaaraa ihmisen terveydelle (ETL 6 §). Elintarvikkeiden haitallisten aineiden enimmäismääristä on säännelty EU:n tasolla esimerkiksi seuraavien haitallisten aineiden osalta kadmium, lyijy, elohopea, epäorgaaninen tina, arseeni, PCB ja PAH. Riskinhallintatoimet enimmäismäärien ylityksessä johtaisivat todennäköisesti kalansyönnin

rajoituksiin sedimenttien puhdistusvelvoitteiden sijaan. Näissäkin tilanteissa tulee arvioitavaksi haitallisten aineiden todennäköisimmät ja merkittävimmät päästölähteet, siten myös sedimenttien pilaantuneisuus.

WOMOS

3 Riskinarviointimenettely

Tämä raportti on tarkoitettu paikallaan olevien sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin. Sedimentin pilaantuneisuutta ja riskejä on arvioitava, jos esimerkiksi vesistön kuormitushistoria, tehdyt tutkimukset tai havainnot sedimentin ja/tai pintaveden laadussa tai havaitut muutokset vesiekosysteemissä osoittavat, että haitalliset ympäristö- tai terveysvaikutukset ovat mahdollisia. Riskinarviointiprosessi käynnistyy riskinarviointitarpeen ja riskien tunnistamisella. Ensimmäisessä vaiheessa kerätään olemassa olevaa tietoa kohdealueen historiatiedoista ja aiemmin kohteen sedimenteistä tehdyistä selvityksistä sekä tutkimuksista. Näiden tietojen perusteella tehdään alustava arvio alueella mahdollisesti esiintyvistä haitallisista aineista ja niiden pitoisuustasoista. Mitattujen pitoisuuksien ylittäessä kynnyksarvot tai muu vahva näyttö mahdollisesta pilaantumisesta johtavat yleensä varsinaisen riskinarvioinnin aloittamiseen, haittojen sekä riskien määrittelyyn.

Varsinaisessa riskinarvioinnissa keskitytään kulkeutumisriskin, ekologisten ja terveysriskien arviointiin. Haittojen ja riskien arvioinnissa, kohdetta tutkitaan tarkemmin hyödyntäen useita mahdollisia tutkimuslinjoja. Eri tutkimuslinjoja hyödynnetään kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa, jossa huomioidaan myös paikalliset olosuhteet. Lopuksi tulokset integroiden suoritetaan riskin luonnehdinta ja tarvittaessa siirrytään riskinhallintaan noudattaen kestävä riskinhallinnan/kunnostamisen periaatteita.

3.1 Yleiset periaatteet

Riskinarviointimenettelyssä tunnistetaan, määritetään, kuvataan haittoja ja niiden todennäköisyyksiä sekä arvioidaan näiden hyväksyttävyyttä. Ympäristöpilaantumista koskevassa riskinarvioinnissa haitalla tarkoitetaan negatiivista vaikutusta, joka seuraa ympäristön haitallisille aineille altistumisesta tai niiden kulkeutumisesta. Haitta voi kohdistua ympäristön laatuun, elolliseen luontoon tai ihmisen terveyteen. Se voidaan yleensä mitata tai muulla tavoin todentaa. Riski on arvio haitan luonteesta ja todennäköisyydestä. Mitä suurempi on haitan aiheutumisen todennäköisyys tai seuraus, sitä suuremmaksi kasvaa myös riski. Yleensä riski arvioidaan suoraan tietyn, erikseen rajatun ja määritellyn kohteen ja haitan suhteen. Tällöin riskillä tarkoitetaan vain todennäköisyyttä, jolla kyseinen haitta aiheutuu (YM 2014).

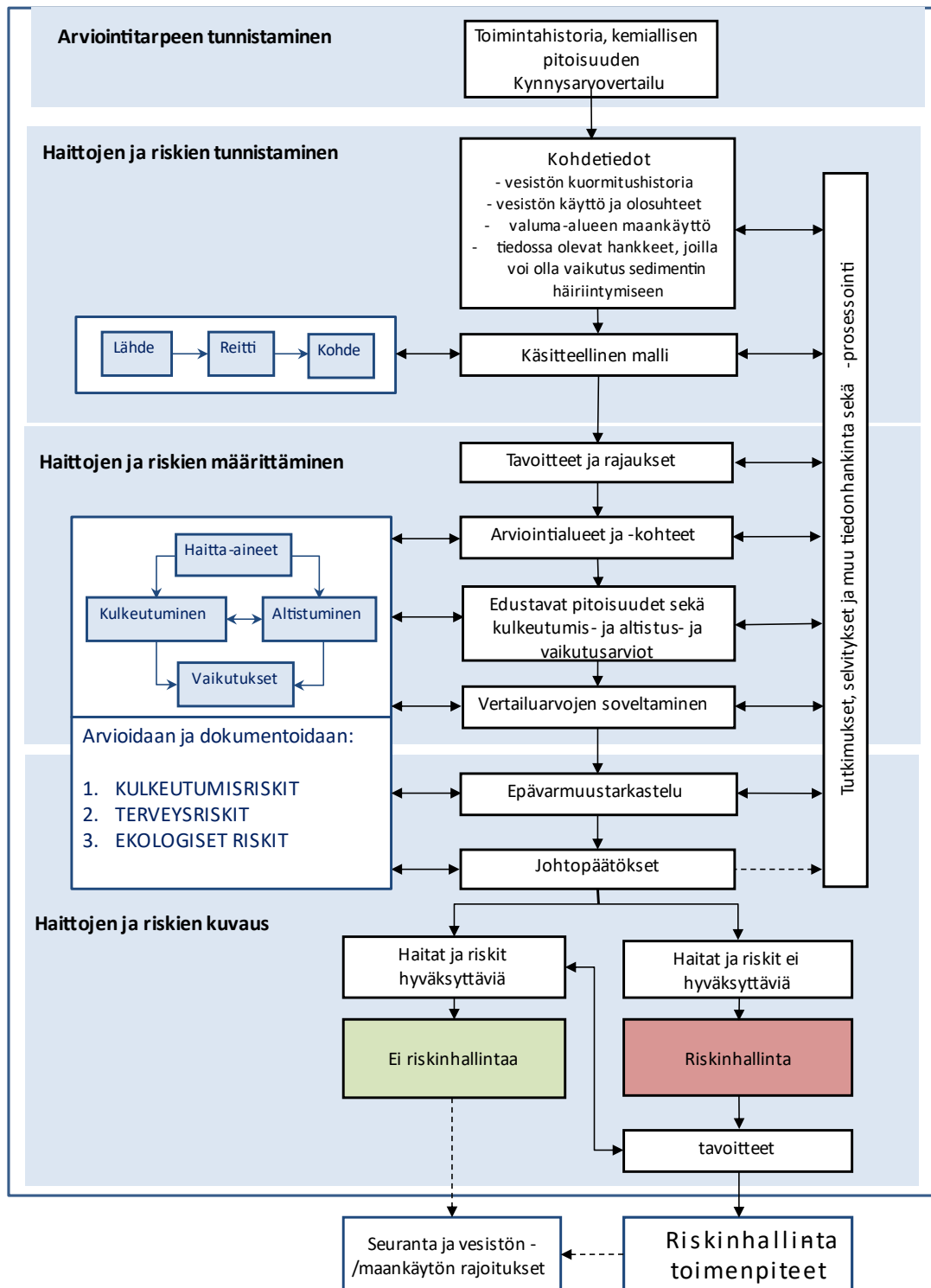
Riskinarviointi perustuu haitallisten aineiden esiintymisen (päästö- ja altistuslähteet), haitallisten vaikutusten kohteiden (altistajat) sekä näiden välisen yhteyden (kulkeutumis- ja altistusreitit) ja merkityksen osoittamiseen kohdekohtaista tietoa soveltaen (Kuva 3). Riskinarviointimenettelyn yleiset vaiheet ovat:

- 1. Haittojen ja riskien tunnistaminen**
- 2. Haittojen ja riskien määrittäminen**
- 3. Haittojen ja riskien kuvaus.**

Käytännössä nämä vaiheet ovat osin päällekkäisiä, eikä arviointia usein ole tarkoituksenmukaista toteuttaa tai dokumentoida näiden arviointivaiheiden kautta. Sen sijaan on suositeltavaa, että haittojen ja riskien määrittäminen ja kuvaus toteutetaan ja dokumentoidaan aina kolmessa erillisessä vaiheessa, kun kyse on ympäristön pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Nämä arviointivaiheet ovat (YM 2014):

- 1. ympäristön laatuun kohdistuvien kulkeutumisriskien arviointi**
- 2. ihmisen terveyteen kohdistuvien terveysriskien arviointi**
- 3. elolliseen luontoon kohdistuvien ekologisten riskien arviointi.**

Riskinarvioinnin tarkempi sisältö ja toteutustapa vaihtelevat tapauskohtaisesti arvioinnin tavoitteiden ja sen kohteena olevan alueen ominaisuuksien perusteella. Riskinarviointi on vaiheittain tarkentuva prosessi, jossa kohdekohtaista tietoa täydennetään arvioinnin edetessä, kunnes sen perusteella voidaan tehdä riittävän luotettavia johtopäätöksiä tarkasteltavista haitoista ja riskeistä. Riskinarviointiin käytettävien resurssien optimoimiseksi sen kaikkien työvaiheiden, kuten taustatiedon keräämisen ja kohdetutkimusten, tulee palvella haittojen ja riskien tapauskohtaista määrittämistä ja niiden perusteella tehtäviä johtopäätöksiä. Tämä edellyttää riskinarviointiprosessin ymmärtämistä ja yksiselitteistä tavoitteenasettelua arvioinnin eri osavaiheissa. Riskinarviointimenettelyn edellä kuvatut päävaiheet sedimenttikohhteissa on esitetty kuvassa 3.



Kuva 3 Sedimentin riskinarviointiprosessi.

3.2 Riskinarvioinnin tarve

Tarve sedimentin riskinarviointiin tunnustetaan alustavasti vesistön kuormitushistorian, alueella aiemmin tehtyjen haitta-aineselvitysten ja/tai havaittujen ympäristövaikutusten perusteella. Arviointitarpeeseen vaikuttavat myös tiedossa oleva vesirakentaminen ja muut vesistön tai sen valuma-alueen käyttöä koskevat hankkeet, jotka voivat johtaa sedimentin häiriintymiseen ja haitallisten aineiden leviämiseen ja/tai vaikutusten lisääntymiseen.

Arviointitarve varmennetaan ensisijaisesti vertaamalla sedimentistä (pintakerros) mitattuja haitta-ainepitoisuuksia taulukossa 1 esitettyihin kynnysarvoihin. Kyseiset kynnysarvot kuvaavat ekologisesti haitattomiksi arvioituja pitoisuuksia ja perustuvat määritysperusteiltaan EU:n sedimenttien ympäristölaatumormien laatimisohjeeseen (Euroopan komissio 2011, 2018). Tarkempia tietoja kynnysarvojen johtamisen perusteista kyseisellä EU:n menetelmällä on esitetty liitteessä 1 ja liitteessä 2.

Sedimentistä aiheutuvat ympäristö-, terveys- ja kulkeutumisriskit on arvioitava tässä ohjeistuksessa esitetyn arviointimenettelyn mukaisesti, jos taulukon kynnysarvot ylittyvät. Kynnysarvojen alittuessa sedimenttiä voidaan yleensä pitää pilaantumattomana eikä tarkempaa riskinarviointiin ole tarvetta. Siten ekologisten riskien tarkempi arviointi ei välttämättä ole tarpeen vertailuarvojen alittuessa, jos mikään muu seikka ei viittaa sedimenteistä mahdollisesti aiheutuvaan ympäristöhaittaan.

Taulukko 1. Valitut kynnysarvot pohjautuen Ruotsin ja Sveitsin laatimiin EQS-arvoihin sedimenteille (mg/kg kuivapainoa) sekä kirjallisuudesta poimittuna nikkelin ja sinkin EU-menetelmällä johdetut arvot sedimentille.

Haitta-aine	CAS	Kynnysarvo EQS-arvo (pitoisuudet k.p.)	Lähde
Antraseeni	120-12-7	2,4 µg/kg (sisäv,EM)	HVMFS 2019-25
Diuron	330-54-1	0,39 µg/kg	Wildi, M., Kroll, A. & Casado-Martinez, C. 2019. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Diuron. Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 29 pp.
Lyijy	7439-92-1	130 mg/kg (sisäv) 120 mg/kg (pintav) 50,3 mg/kg (Sveitsi)	HVMFS 2019-25 Wildi, M. & Casado-Martine, C.. 2021. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Lead (Pb). Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, 1015 Lausanne. 31 pp.
Kadmium	7440-43-9	2,3 mg/kg (sisäv,EM)	HVMFS 2019-25
Kupari	7440-50-8	36 mg/kg (sisäv,SV) 20 mg/kg (MR)	HVMFS 2019-25; Sahlin, S. & Ågerstrand M 2018a. Copper in sediment. EQS data overview. ACES report number 28. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University. 35 pp. Lagerstrom, M., Lunde Hermansson, A., Ytreberg, E., 2021. Copper as a HELCOM core indicator. https://research.chalmers.se/publication/527564.)
Fluoranteeni	206-44-0	2,0 mg/kg (sisäv,EM)	HVMFS 2019-25
Tributyylitinayhdisteet (TBT kationi)	688-73-3 (TBT)	1,6 µg/kg	SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive – tributyltin compounds, 9 March 2023
Tebukonatsoli	107534-96-3	2,8 µg/kg	Casado-Martinez, C., Lefranc, M. & Kroll, A. 2020. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Tebuconazole. Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 29 pp
Nikkeli	7440-02-0	136 mg/kg	Schlekat, C.E., Garman, E.R. Vangheluwe, M.L. & Burton Jr G.A. 2015. Development of a Bioavailability-Based Risk Assessment Approach for Nickel in Freshwater Sediments. Integr Environ Assess Manag 2015. DOI: 10.1002/ieam.1720
Dekametylcyklopentasiloxan, D5	541-02-6	2,2 µg/kg (rannikko) 11 µg/kg (sisäv)	HVMFS 2019-25 Sahlin, S. & Ågerstrand M 2018b. Decamethylcyclopentasiloxane (D5) EQS data overview. ACES report number 22. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University. 33pp.
Oktametylcyklotetrasiloxan, D4	556-67-2	15 µg/kg (sisäv.) 1,5 µg/kg (meriv.)	HVMFS 2019-25; Sahlin, S. & Ågerstrand M 2018c. Octamethylcyclotetrasiloxane (D4). EQS data overview. ACES report number 22. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University. 38pp.
4-tert-Oktyylifenoli	140-66-9	12,1 µg/kg eli 0,012	Kroll, A. & Casado-Martinez, C. 2020. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: 4-tert-octylphenol (4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol). Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 32 pp.
PFOS	1763-23-1	2,7 µg/kg 1,85 µg/kg (petojen suojelelu sek. myrkytykseltä)	Casado-Martinez, C. 2020. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 47 pp.
Sinkki	7440-66-6	38 mg/kg (sisä- sekä merivesi)	Hermansson ,A.L. & Ytreberg, E. 2022. Zinc in sediment. An environmental quality standard overview. Department of Mechanics and Maritime Sciences, Chalmers University of Technology & Swedish Agency for Marine and Water Management. 21 pp.

Ruotsilla sedimentin EQS-arvo suhteutettu 5 % orgaanisen hiilen pitoisuuteen. Normalisointia tarvitaan, jos sedimentin orgaanisen aineksen pitoisuus suurempi kuin 5 %. Ruotsin EQS-arvot sedimentille on määritetty perustuen 5 % hiilipitoisuuteen paitsi kadmiumille ja lyijy-yhdisteille. Sveitsillä sitä vastoin ehdotetut sedimentin arvot on määritetty 1 % hiilipitoisuuteen. Rasvaliukoisten aineiden biosaatavuus riippuu sedimentin orgaanisen hiilen pitoisuudesta. Standardisedimentille käytetään oletusarvona EU:n ohjeistusten mukaan 5 %:n orgaanisen hiilen (OC) pitoisuutta. Ekotoksisuusarvojen vaihtelu, joka johtuu testaamisesta erilaisissa hiilipitoisuuksissa, huomioida normalisoimalla jokainen (kelvollinen) testitulos (LC50, EC50, EC10, NOEC) orgaanisen hiilipitoisuuden suhteen ja ilmoittamalla kaikki tulokset EU:n standardisedimentin hiilipitoisuudessa. Normalisointi voidaan tehdä mille tahansa biotestitulokselle riippumatta siitä, missä hiilipitoisuudessa testi on suoritettu. Laskutapa on esitetty kaavassa 1, jossa hiilipitoisuuden oletusarvona (Foc EU standardisoitu) on 0,05 vastaten siis EU-standardin mukaista orgaanisen hiilen pitoisuutta (Euroopan komissio 2018).

Kaava 1

Testitulos normalisoitu standardisedimenttiin (mg kg⁻¹) = Testitulos sed. (mg kg⁻¹) x Foc EU standardisoitu (kg kg⁻¹) / Foc testattu sedimentti (kg kg⁻¹)

Samaa kaavaa käyttäen voidaan laskea esimerkiksi Sveitsin käyttämä 1 % hiilipitoisuuden normalisointi vaihtamalla oletusarvoksi 0,01.

Koska Ruotsilla ja Sveitsillä on EQS-arvot johdettuna vain muutamalle sedimentin haitalliselle aineelle, on perusteltua käyttää myös Norjan arvoja niille sedimentissä yleisesti esiintyville aineille (taulukko 2) ruotsalaisten arvojen puuttuessa.

Taulukko 2. Norjan EQS-arvot sedimentille. MR = merenrannikko, SV = sisävedet, MPV = muut pintavedet, MV = makea vesi, EM = Ei määritelty vesistötyyppi (Miljødirektoratet 2014, Klima- og Forurensningsdirektoratet 2012). Norjan arvot on normalisoitu 1 % hiilipitoisuuteen.

Haitta-aine	Kynnysarvo? [mg/kg kuivapainoa]	Haitta-aine	Kynnysarvo? [mg/kg kuivapainoa]
Alakloori	0,0003 (MR)	PAH-yhdisteet	
Arseeni	18 (EM)	Asenaftyleeni	0,033 (EM)
Bisfenoli-A	0,0011 (EM)	Asenafteeni	0,10 (EM)
Bromatut difenyylietterit	0,062 (MR) 0,31 (FW)	Bentso(a)antraseeni	0,06 (EM)
Kloorialkaanit C10-C13	0,8 (MR)	Bentso(a)pyreeni	0,18 (MR)
Klorfenvinfossi	0,0005 (MR)	Bentso(b)fluoranteeni	0,14 (MR)
klorpyrifossi	0,0013 (MR)	Bentso(k)fluoranteeni	0,14 (MR)
Kromi	660 (EM)	Bentso(g,h,i)peryleeni	0,084 (MR)
DDT yhteensä	0,015 (EM)	Kryseeni	0,28 (EM)
para-para-DDT	0,006 (EM)	Dibentso(a)antraseeni	0,027 (EM)
Dekametyylisyklopentasiloksaani (D5)	0,044 (EM)	Fluoreeni	0,15 (EM)
Di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti (DEHP)	10 (MR)	indeno[1,2,3-cd]pyreeni	0,063 (MR)
Diflubentsuroni	0,000184 (EM)	Fenantreeni	0,78 (EM)
Dioksiini ja dioksiinin kaltaiset PCBt ⁴	8.6 x 10 ⁻⁷ TEQ (MR)	Pyreeni	0,084 (EM)
Dodekyylifenoli sisältäen isomeerit	0,0044 (EM)	Pentaklooribentseeni	0,4 (MR)
Endosulfaani	0,00007 (MR)	Pentakloorifenoli	0,014 (MR)
		Perfluoro-oktaanihappo (PFOA)	0,071 (EM)
Heksabromisykloodekaani (HBCD) ⁵	0,034 (MR) 0,17 (MV)	Perfluorioktaanisulfonaatti ja sen johdannaiset (PFOS)	0,00023 (MR) 0,0023 (MV)
Heksaklooribentseeni	0,017 (MR)	PCB7	0,0041 (EM)
Heksaklooributadieeni	0,049 (MR)	Teflobentsuroni	0,0000004 (EM)
Heksakloorisykloheksaani	0,000074 (MR)	Tetrabromibisfenoli A (TBBPA)	0,108 (EM)

	0,00074 (MV)		
Klooratut parafinit (keskiketjuiset)	4,6 (EM)	Trifenyylitina	3,61 E ⁻⁰⁵ (EM)
Elohopea ja elohopeayhdisteet	0,52 (MR)	Trikllooribentseenit	0,0056 (MR)
Naftaleeni	0,027 (MR)	Triklloorisaani	0,009 (EM)
Nonyylifenoli	0,0016 (MR)	Trifluraliini	1,6 (MR)
		Tris(2-kloorietyyli)fosfaatti (TCEP)	0,0716 (EM)

Kynnysarvojen ylittyessä riskien kohdekohtaista arviointia tulee täydentää muilla arviointimenetelmillä. Jos aineelle ei ole määritetty kynnysarvoa, sen sijaan voidaan käyttää olemassa olevaa sedimenttien taustapitoisuusarvoa. Tällöin arviointikynnys on varsin alhainen erityisesti ihmistoiminnasta peräisin oleville orgaanisille haitta-aineille, joita sedimentissä ei luontaisesti pitäisi esiintyä. Mikäli edellä mainitut tiedot puuttuvat, vertailussa voidaan käyttää myös muita ekotoksikologisia viitearvoja (tarkemmin kappale 7.3).

Kynnysarvovertailussa on kiinnitettävä riittävästi huomiota käytössä olevan tutkimustiedon kattavuuteen ja sen perustana olevaan näytteenottoon. Esimerkiksi vähäinen näytemäärä tai näytteenoton virheellinen kohdentaminen, voivat johtaa vääriin päätelmiin haitta-aineiden esiintymisestä sedimentissä. Vaikka kynnysarvojen ensisijaisena määrittäjäperusteena on haitta-aineiden toksisuus pohja- ja vesiliöstölle, arvoja voidaan yleensä pitää riittävän alhaisina myös terveystarvot ja haitta-aineiden kulkeutumisesta aiheutuvien riskien arviointitarvetta tunnistettaessa.

Joskus ekologisten ja terveystarvotien tapauskohtainen tarkastelu voi olla tarpeen myös kynnysarvojen alittuessa, jos kyseessä on esimerkiksi erityisen biokertyvä ja ravintoverkossa rikastuva haitallinen aine (tarkemmin kappale 7.1.3 ja 7.1.4). Joskus voidaan myös edetä tarkempaan kohdekohtaiseen riskinarviointiin, vaikka kynnysarvot alittuisivat, jos muut havainnot indikoivat mahdollisia sedimentin haitallisista aineista johtuvia vaikutuksia, kuten heikentynyt pohjaeläinyhteisön tila (kappale 7.4).

Seostoksisuus on myös huomioitava. Jos kohdealueelta mitataan useille aineille lähellä kynnysarvotasoa olevia pitoisuuksia, on otettava huomioon aineiden mahdolliset synergiset tai additiiviset vaikutukset. Tällöin voi olla tarpeen edetä tarkennettuun riskien ja haittojen arviointiin, vaikkeivat yksittäisten haitallisten aineiden kynnysarvot ylittyisi (tarkemmin kappale 7.6).

Arvioinnissa on huomioitava myös aineiden kulkeutumispotentiaali (luku 6) sekä todennäköisyys, jolla eliöstö joutuu kosketuksiin haitallisten aineiden kanssa joko suoraan tai ravinnonvälityksellä. Joskus aineet ovat jo ehtineet hautautua syvempiin sedimenttikerroksiin, eivätkä ne siksi välttämättä enää ole riskitekijä eliöstölle.

Kynnysarvot ovat ekologisesti haitattomiksi arvioituja pitoisuuksia ja perustuvat EU:n sedimenttien ympäristölaatu- ja laatimisyhteisönormien laatimisyhteisönormeihin

Kyseiset ekologiset arvot suojelevat myös ihmisten terveyttä, pitoisuuksien ollessa riittävän alhaisia

Kynnysarvo ei määritä onko sedimentti pilaantunut vai ei

Jos kynnysarvot ylittyvät, sedimentistä aiheutuvat riskit arvioidaan ohjeistuksessa esitetyn arviointimenettelyn mukaisesti

Kynnysarvojen alittuessa ei ole yleensä tarvetta tarkempaan riskinarviointiin

Ekologisten ja terveystarvotien tapauskohtainen tarkastelu voi olla tarpeen myös kynnysarvojen alittuessa, jos kyseessä on erityisen biokertyvä ja ravintoverkossa rikastuva haitallinen aine

Huomioitava seikka on myös seostoksisuus – huolimatta siitä ettei yksittäisen haitallisen aineen kynnysarvo ylity

Tarkastelussa on huomioitava myös aineiden kulkeutumispotentiaali ja altistumistodennäköisyys sekä biosaatavuus

3.3. Haittojen ja riskien tunnistaminen

Sedimenttikohteissa mahdollisten haittojen tunnistaminen perustuu käytössä olevaan tietoon tarkasteltavan vesistön ja siihen liittyvien valuma-alueiden kuormitushistoriasta ja tilasta sekä haitta-aineiden pitoisuuksista, esiintymisestä ja ominaisuuksista (kts. luku 5). Näiden tietojen pohjalta muodostetaan tarkasteltavan kohteen alustava käsitteellinen malli (tarkemmin kappaleessa 4.3), joka kuvaa sedimentin haitta-aineiden oletetun esiintymisen, mahdolliset kulkeutumis- ja altistusreitit sekä altistujat. Alustavan käsitteellisen mallin perusteella riskinarviointi voidaan rajata tarkemmin riskien kannalta keskeisimpiin vesialueen osiin ja sedimenttikerrostumiin, haitta-aineisiin ja niille altistujiin.

Merkittävimmät paikallaan olevasta sedimentistä aiheutuvat riskit liittyvät useimmiten vesieliöstön ja pohjaeläinten suoraan altistumiseen sedimentin haitta-aineille sekä biokertyvien aineiden osalta mahdollisiin vaikutuksiin ravintoverkossa. Siksi riskinarvioinnissa on tärkeä pyrkiä tunnistamaan erityisesti haitta-aineiden esiintyminen sedimentin biologisesti aktiivisessa pintakerroksessa sekä aineiden mahdollinen liukeneminen veteen ja kertyminen esimerkiksi kaloihin. Ihmisten, lintujen ja maaeläinten suora altistuminen sedimentin haitta-aineille on mahdollista myös erityisesti matalissa rantavesissä.

Haitta-aineiden kulkeutumisesta aiheutuvat riskit liittyvät yleensä tilanteisiin, joissa sedimentti häiriintyy virtausolosuhteiden muuttuessa, kuten vesistöissä suoritettavan vesirakentamisen takia tai tulvimisen vuoksi. Tällöin kulkeutumista tapahtuu usein kiintoaineeseen sitoutuneena, mutta sedimentin häiriintyminen voi lisätä myös haitta-aineiden liukenemista vesifaasiin. Lisäksi sedimentin häiriintymistä ja haitta-aineita kulkeutumista voi tapahtua luontaisesti pohjaeliöiden aiheuttaman bioturbaation tai kaasukonvektion tai virtausten takia.

3.4 Haittojen ja riskien määrittäminen

Sedimentin aiheuttamien mahdollisten haittojen ja riskien tunnistamisen jälkeen pyritään määrittämään niiden todennäköisyys ja laajuus. Tämä tarkoittaa kvantitatiivista arviota haitta-aineille altistumisesta ja niiden mahdollisesta kulkeutumisesta sekä näiden seurauksena aiheutuvista vaikutuksista ympäristölle ja terveydelle sekä lyhyen että pitkän ajan kuluessa. Tässä vaiheessa arvioinnin tavoitteenasettelua ja arviointikohteiden rajausta joudutaan usein tarkentamaan.

Toteutustapa ja menetelmät haittojen ja riskien määrittämiseksi valitaan tapauskohtaisesti alueen ominaisuuksien ja arvioinnin tavoitteiden perusteella. Haitta-aineiden kemiallisten pitoisuusmittausten lisäksi arviointimenetelmiin voi sisältyä biologisia ja ekologisia kohdetutkimuksia (luku 7), sedimentin koostumuksen ja kerrostumisen määrittämistä, pohjadynamiikan selvittämistä muuttuvissa olosuhteissa ja näistä saatujen tulosten laskennallista käsittelyä (luku 6) sekä altistumisen ja mahdollisten haittojen merkittävyyden arviointia ihmisten terveyttä koskien (luku 8). Haittojen ja riskien merkittävyys tunnistettujen altistujien ja muiden vaikutuskohteiden osalta määritetään puolestaan erilaisilla ekotoksikologisilla tai terveysperusteisilla vertailuarvoilla (kappale 7.3 ja luku 8). Arvot voivat kuvata esimerkiksi haitta-aineiden toksikologisia vaikutustasoja taikka tiettyjen biologisten tai ekologisten muuttujien arvoja pilaantumattomaksi tiedetyillä vertailualueilla.

Haittojen ja riskien määrittäminen voidaan toteuttaa vaiheittain tarkentuvana prosessina, jolloin sen ensimmäisessä vaiheessa tuotetaan varovainen, toisin sanoen haittoja ja riskejä todennäköisesti yliarvioiva konservatiivinen arvio. Jos haitat ja riskit tällaisen tarkastelun perusteella ovat riittävän vähäisiä, todennäköisesti niiden tarkempaan määrittämiseen ei ole tarvetta. Riskinarvioinnissa voidaan pyrkiä suoraan myös mahdollisimman todenmukaiseen eli realistiseen arviointitulokseen edustavien kohdetutkimusten perusteella tai yhdistää siihen sekä konservatiivisia että realistisia arvioita. Tällöin tulee tunnistaa arviointiin liittyvät epävarmuustekijät.

3.5 Haittojen ja riskien kuvaus sekä johtopäätökset

Kun haittojen ja riskien suuruus on määritetty, kuvataan niiden luonne ja merkittävyys (luku 9). Tähän sisältyy epävarmuustarkastelu (tarkemmin kappale 9.2), jossa arvioidaan käytössä olleen tutkimusaineiston riittävyyttä ja eri arviointimenetelmien kautta tehtyjen johtopäätösten luotettavuutta.

Haittojen ja riskien kuvaus kytketään arvioinnin edellisiin vaiheisiin sekä niissä käytettyihin menetelmiin ja vertailuarvoihin. Vertailuarvojen ylittymistä tai alittumista ei tule kuitenkaan tulkita liian suoraviivaisesti, vaan on otettava huomioon muun muassa lähtötietojen edustavuus ja luotettavuus, arvioinnin alueellinen ja ajallinen ulottuvuus, vertailuarvojen perusteet sekä käytettyjen arviointimenetelmien soveltuvuus ja rajoitteet. Epävarmuuden vähentämiseksi erityisesti ekologisiin riskeihin painottuvassa sedimenttiarvioinnissa on usein tarkoituksenmukaista käyttää kemiallisten, biologisten ja ekologisten arviointimenetelmien yhdistelmiä, vaikka kaikkia menetelmiä varten ei olisi saatavissa yksiselitteisiä vertailuarvoja.

Riskinarvioinnin lopullisena johtopäätöksenä esitetään perusteltu näkemys haittojen ja riskien hyväksyttävyydestä sekä sedimentin riskinhallintatarpeesta tai muista mahdollisesti tarvittavista toimita riskien hallitsemiseksi (luku 9 ja 10). Riskinarvioinnin tuloksia voidaan hyödyntää sedimentin riskinhallinnan suunnittelussa ja toteutuksessa. Sedimentteihin kohdistuviin toimenpiteisiin voivat vaikuttaa myös muut kuin sedimentin pilaantumisuutta koskevat tekijät (luku 10).

4 Riskinarvioinnin lähtötiedot

Riskinarvioinnin perustana ovat tiedot sedimentin haitallisista aineista sekä vesialueen käytöstä ja olosuhteista. Kohdetietoa hankitaan kirjallisuusselvityksin ja erilaisin kohdetutkimuksin. Tarvittavat kohdetiedot määräytyvät alueen erityispiirteiden sekä riskinarvioinnin tavoitteiden ja siinä käytettävien arviointimenetelmien perusteella. Osa tiedoista tarvitaan jo arviointitarpeen määrittelyssä (kynnysarvovertailu) ja alustavan käsitteellisen mallin laatimisessa riskejä tunnistettaessa. Osa tiedoista on tarpeen vasta haittojen ja riskien määrittämisessä. Arvioinnin edetessä kohdetietoja täydennetään tarpeen mukaan (Kuva X eli RA-prosessi).

Tässä luvussa on käsitelty lyhyesti riskinarvioinnin keskeisiä lähtötietoja ja niiden hankintaa sedimenttikohdeissa. Prosessi mukailee tietyiltä osiltaan Kanadan riskinarvioinninohjetta, EU:n ohjetta nro 27, Australian kokonaisvaltaista riskinarviointia ja Yhdysvaltain ohjeita sekä varsinkin kansallisen PIMA-ohjeen riskinarvioinnin periaatteita (Anderson ym. 2008, Euroopan komissio 2018, Simpson & Batley 2016, US EPA 2001, Bay ym. 2021, YM 2014).

4.1 Taustaselvitys vesistön kuormitushistoriasta sekä herkkyydestä

Riskinarviointi aloitetaan mahdollisten haittojen ja riskien tunnistamiseen käytettävällä taustaselvityksellä. Tämä perustuu käytössä olevaan tietoon kohteen toimintahistoriasta, sedimenttiin mahdollisesti kulkeutuneista aineista ja ympäristöolosuhteista sekä alueella olevien haitta-aineiden pitoisuuksista, esiintymisestä ja ominaisuuksista. Näiden tietojen pohjalta muodostetaan kohteen alustava käsitteellinen malli, joka kuvaa kohteen haitta-aineet ja mahdolliset altistujat, vesialueen herkkyyden, arvokkaat lajit ja muut vaikutuskohteet sekä niitä mahdollisesti koskevat kulkeutumisreitit ja altistumistilanteet.

Taustaselvityksestä tulee esittää arvioitavana olevan sedimenttikohteen sijainti kartalla, paikallisten luonnonolosuhteiden kuvaus, pohjaolosuhteet (sis. topografia, arvio sedimentaatio-olosuhteista), arvokkaat luontokohteet, vesistön käyttö, alueen virkistysarvot ja aluetta koskevat suunnitelmat sekä kohteen vesistöolosuhteet (valuma-alueen maankäyttö ja merkitys nykyisiin päästöihin, sijainti suhteessa muuhun vesistöön, virtausolosuhteet jne.). Paikallaan olevien sedimentin riskien tunnistamisessa tärkeintä on kuitenkin selvittää mahdolliset päästölähteet sekä aiemmat kohteessa ja sen lähialueella tehdyt toimenpiteet. Erittäin hyödyllisiä ovat myös tiedot alueella aiemmin tehdyistä luotauksista ja sedimentteihin ja/tai niiden haitta ainepitoisuuksiin liittyvistä selvityksistä. Olemassa olevaa tietoa kohteesta kannattaa tiedustella kunnan ja ELY-keskuksen ympäristöviranomaisilta.

4.2 Sedimentin fysikaalinen ja kemiallinen koostumus

Sedimentin kemialliset mittaukset ja niiden tulokset ovat olennainen tieto arvioitaessa sedimenttien ominaisuuksia. Näytteenoton ja mittausten (kts. kohdekohtainen tutkimus ja näytteenotto 5.1 ja liite 3) perusteella selvitetään haitallisten aineiden ja yhdisteiden esiintymistä tutkittavalla alueella. Mittaustuloksia verrataan ekotoksikologisiin kynnysarvoihin (kappale 3.2), taustapitoisuuksiin ja/tai muihin viitearvoihin (kappale 7.3). Samalla arvioidaan pilaantuneisuuden arviointiin tarvittavan lisätiedon ja -tutkimusten tarve.

Tehtävät tutkimukset ja analyysit määräytyvät lähtötietojen ja tutkimustavoitteiden perusteella. Tutkimussuunnitelmaan on hyvä jättää näytteenottajalle väljyyttä työn toteutukseen niin, että myös kentällä ja laboratoriossa on mahdollista tehdä tutkimusten edustavuuden kannalta tarkoituksenmukaisia ratkaisuja.

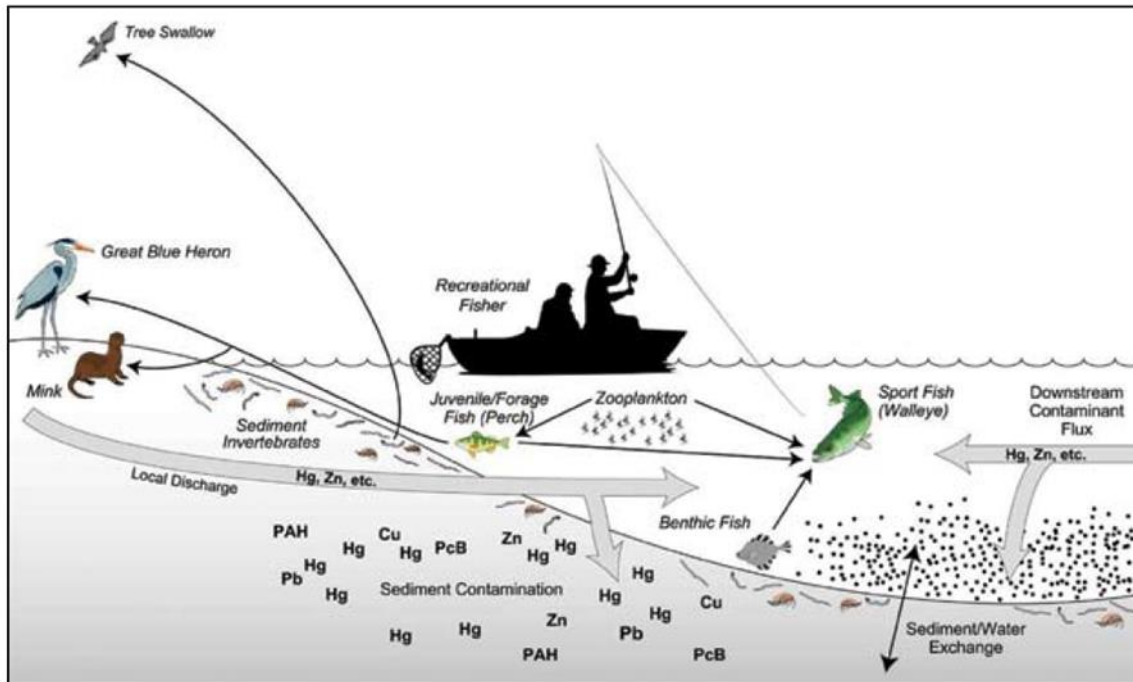
Sedimentistä tulee analysoida muutakin kuin sedimentin haitallisia aineita ja niiden kertymistä eliöihin. Edellä mainittujen tueksi tulee analysoida myös muita "tavanomaisempia" fysikaalis-kemiallisia parametreja tulkinnan helpottamiseksi (Bay ym. 2021). Sedimentin kemiallisia analyyskejä käsitellään tarkemmin kappaleessa 5.2.

4.3 Käsitteellinen malli

Alustavan käsitteellisen mallin perusteella riskinarviointi voidaan rajata tarkemmin niihin arvioitavan alueen haitta-aineisiin, ympäristönsiin ja altistujiin, joita merkittävimmät haitat ja riskit oletettavasti koskevat.

Tehdyt rajaukset on perusteltava hyvin. Siten varmistetaan, ettei olennaisia haittoja ja riskejä rajata arvion ulkopuolelle (Anderson ym. 2008, YM 2014).

Käsitteellinen malli luo pohjan arvioinnin kohdentamiselle ja riskien määrittämiseksi sekä mahdollisen riskinhallinnan suunnittelulle. Käsitteellistä mallia voidaan muokata ja tarkentaa riskinarvioinnin eri vaiheissa, jos se on arvioinnin toteutuksen tai dokumentoinnin kannalta tarkoituksenmukaista. Kohteen alustava käsitteellinen malli tulisi laatia jo ennen ensimmäisiä kohdetutkimuksia toimintahistorian ja kohteesta valmiina olevien aineistojen perusteella. Arviointi- ja suunnitteluprosessin edetessä käsitteellistä mallia tarkennetaan kohteesta saatavan lisätiedon ja arviointitulosten perusteella. Kuvassa 4 on havainnollistettu käsitteellinen mallina biologisia reseptoreja ja näiden mahdollisia altistusreitit haitallisille aineille ja tärkeimmät prosessit, jotka vaikuttavat haitallisen aineen jakautumiseen veteen ja sedimenttiin (Anderson ym. 2008).



Kuva 4. Esimerkki alustavasta käsitteellisestä mallista (Anderson ym. 2008).

Käsitteellinen malli on pyrittävä esittämään aina sekä sanallisesti että graafisesti. Tavoitteena on tietojen mahdollisimman selkeä ja informatiivinen kuvaus. Graafinen esitystapa voidaan toteuttaa muun muassa karttojen, leikkauspiirrosten ja kaavioiden avulla. Alustavassa käsitteellisessä mallissa kuvilla ja kaavioilla voidaan esittää muun muassa päästö- ja altistuslähteiden alueellinen rajausta, haitta-aineiden mahdolliset kulkeutumisreitit sekä altistujat (YM 2014). Tämä on tarpeen näytteenoton ja vaikutusten arvioinnin suunnittelemiseksi. Graafinen esitys auttaa tunnistamaan mahdollisia eri tekijöiden välisiä yhteyksiä, sekä epävarmuuden lähteitä.

Sedimenttien pilaantuneisuutta arvioitaessa on tärkeää tunnistaa, voivatko sedimentin haitalliset aineet päästä kosketuksiin eliöiden kanssa ja ovatko haitalliset aineet biosaatavilla. Lisäksi on selvitettävä, voiko häiritsemätön sedimentti kulkeutua muualle vesistöön tai muuttaako joku häiriötekijä tilannetta niin, että haitalliset aineet pääsevät kulkeutumaan laajemmalle. Tyypilliset sedimenttiä koskevat altistusreitit on esitetty taulukossa 3. Ihmisten terveyttä ajateltaessa käsitteellisen mallin tulee sisältää tiedot, joita tarvitaan seuraavien parametrien määrittämiseen: alueen rajat ja alueen koko, kalalajit ja kaloihin liittyvä biokertyminen, kaloja ravinnokseen käyttävän väestön ominaisuudet (esimerkiksi kulutus), tunnetut tai todennäköiset kontaminaatiolähteet ja haitallisten aineiden ympäristökohtalo ja kulkeutumismekanismit sekä näytteenottoaika- ja sijainnit ja näytteenottoaika- ja sijainnit.

Taulukko 3. Tyypilliset sedimenttien haitallisten aineiden altistumisreitit.

Sedimentin haitta-aineiden kulkeutumisreitit	Eliöstön altistumistavat	Ihmisten altistumisreitit
Sedimentin akkumuloituminen pohjaan	Sedimentissä elävien eliöiden altistuminen sekä peittovaikutus	Altistuminen suorassa ihokontaktissa esimerkiksi pohjassa kahlaamisen takia
Vapautuminen sedimentistä vesipatsaaseen diffuusion, kaasu- ja/tai bioturbaation kautta	Eliöstön altistuminen suoraan veden välityksellä	Altistuminen uima-, kastelu- tai löylyveden välityksellä
Vapautuminen sedimentistä ruoppaus- tai muusta toimenpiteestä johtuen	Aineiden kertyminen eliöihin ja rikastuminen ravintoketjussa	Altistuminen ravinnon (esimerkiksi kalat tai kastellut vihannekset) tai sedimentin/veden tahattoman nielemisen vuoksi
Vapautuminen sedimentistä vesirakentamisen aiheuttamasta virtausolosuhteiden muutoksesta johtuen	Eliöstön altistuminen veteen suspendoituneen kiintoaineen sisältämille haitta-aineille	Altistuminen haihtuville yhdisteille hengitysilman välityksellä löylyveden käytön vuoksi

Tutkittavan alueen rajaus vaikuttaa arvioinnin tarkkuuteen ja luotettavuuteen. Liian pienen tutkimusalueen rajaaminen suuresta vesistöstä ei ole suositeltavaa sillä tuloksia sekoittavat virtaukset, alueen ulkopuoliset päästölähteet ja muun muassa kalojen liikkuminen. Tämä voi johtaa haitallisten aineiden merkityksen aliarvioimiseen. Yleisesti ottaen on järkevää suorittaa näytteenottoa koko tavoitteiden kannalta relevantilla alueella ja rajata tutkittavaa aluetta myöhemmässä vaiheessa tulosten perusteella (Anderson ym. 2008, Bay ym. 2021).

Toinen näkökohta on sedimentin pilaantuneisuuden alueellinen jakautuminen paikan sisällä. Tutkittavat alueet voivat sisältää "hotspot" alueita, joilla pitoisuudet nousevat erittäin korkeiksi. Tutkimukseen kannattaa sisällyttää sekä hotspot alueita että vähemmän pilaantuneita alueita. Sedimentinäytteiden määrän ja sijainnin tulee olla riittävä edustaen keskimääräistä pitoisuutta alueella. Esimerkiksi arvioitaessa haitallisten aineiden kertymistä kaloihin – on suositeltavaa, että näytteet edustavat ravinnonhakualuetta (Anderson ym. 2008, Bay ym. 2021).

4.4. Useat todistelinjat

Alustavaa kvantitatiivista analyysiä sedimentin haitallisista aineista voidaan tehdä perustuen tietoihin yksittäisestä haitallisesta aineesta tai hyödyntäen tietoja tietyistä haitallisten aineiden ryhmästä. Varsinkin niiden haitallisten aineiden osalta, joiden vaikutusmekanismit ja -kohteet ovat samankaltaisia, voidaan tarkastella näiden kerrannaisvaikutuksia. Joissakin tapauksissa myös useiden eri tavalla vaikuttavien haitallisten aineiden tuloksia on järkevää tarkastella samanaikaisesti. Tulosten tulkintaan tarvitaan myös muuta tietoa sedimentistä, kuten sen orgaanisen hiilen pitoisuudesta ja hiukkaskoosta.

Sedimentin haitallisten aineiden aiheuttamaa riskiä arvioitaessa, määritetään altistumiseen liittyvä toksisuus eliöille. Tiedot saadaan tyypillisesti vakiintuneilla standarditesteillä. Standardimenetelmissä on huomioitu yleensä myös muiden tekijöiden mahdolliset haittavaikutukset (esimerkiksi raekoko, ammoniakki, sulfidit). Useita toksikologisia päätepiteitä voidaan yhdistää useilla eri tavoilla yhdeksi todistelinjaksi osana kokonaisvaltaista riskinarviointia. Yksityiskohtainen kvantitatiivinen myrkyllisyyden arviointi sisältää lisä- tai laajemmat tutkimukset paikkakohtaisten olosuhteiden mukaan, esimerkiksi haitallisilla aineilla spiikatuilla sedimenteillä suoritettavat myrkyllisyystestit, kokeet kohteessa elävillä organismeilla ja/tai in situ -biotestit. Myrkyllisyystestit spiikatuilla sedimenteillä sisältävät yhden tai useamman epäillyn haitallisen aineen lisäämisen sedimenttiin ja niiden pitoisuuksien määrittämisen, joilla haitallisia havaitaan vaikutuksia. Testit auttavat tunnistamaan havaitun toksisuuden ja/tai pohjaeliöyhteisön muutosten aiheuttajat.

Voidakseen aiheuttaa haittaa eliölle aineen täytyy olla kontaktissa biologisen reseptorin kanssa. Yleensä tämä tarkoittaa sitä, että haitallisen aineen tulee bioakkumuloitua eliöön. Yksi tutkimuslinja onkin mitata eliöön kertynyt pitoisuus ja verrata tätä pitoisuutta havaittuun haittavaikutukseen. Toksisuustestien tekeminen paikallisilla eliöillä voi olla perusteltua, jos standarditestit osoittavat myrkyllisyyttä sedimentissä

esiintyvillä pitoisuuksilla, mutta vaikuttaa, ettei pohjaeliöyhteisössä voida havaita muutoksia. On erittäin todennäköistä, että paikalliset eliöt ovat sopeutuneempia vallitseviin pitoisuustasoihin kuin laboratorioissa käytettävät testieliöt. Jos voidaan todeta, että paikallisilla eliöillä on kehittynyt sietokyky, täytyy tutkia, onko tämä johtanut herkempien lajien häviämiseen tai aiheutuuko eliöille muuta mahdollista haittaa esimerkiksi lisääntyntä energiankulutusta.

Biotestejä voidaan käyttää myös tutkittaessa laboratoriotutkimusten ja kenttähavaintojen eroja. Laboratorioissa biotestejä tehdään kontrolloiduissa olosuhteissa, jotka vastaavat kenttäolosuhteita vain jossain määrin. Tekemällä *in situ* -biotestejä ja vertaamalla tuloksia standarditesteihin, voidaan tehdä johtopäätöksiä, mistä mahdolliset erot vasteissa johtuvat ja ovatko haitalliset aineet uhkatekijä paikallisille populaatioille.

Tarkempi sedimentin haitallisten aineiden aiheuttama kemiallisen altistumisen arviointi erityisesti liittyen syy-yhteyden määrittämiseen voi joissakin tapauksissa sisältää biomarkkerien käytön. Useita biomarkkereita voidaan käyttää osana kokonaisvaltaista riskinarviointia.

Pohjaeliöyhteisön muutoksia arvioidaan tunnistamalla ja laskemalla pohjaeliöiden määriä ja kokoonpanoja, käyttäen sekä yksittäisiä muuttujia (esimerkiksi lajien rikkautta, runsautta, dominanssia) että monimuuttuja-analyysjä (esimerkiksi ordinaatio, pääkomponenttianalyysi). Mahdollisesti pilaantuneen alueen eliöyhteisöä verrataan kontrolli/vertailualueen eliöyhteisöön yhtäläisyyksien tai erojen määrittämiseksi.

Biomagnifikaatiopotentiaalia arviotaessa on huomioitava määrälliset saantoon liittyvät tekijät, ravinnonkäyttöalueet (tutkittavan alueen käyttö) ja petoeläinten sekä ihmisten mieltymykset ravinnonkäytössä tiettyjen kalojen ja vesilintujen osalta (saalistajan ruokavalion mitattu tai oletettu osa, jota edustaa tietty saalislaji). Alueen käyttö edustaa saalislajin elintapojen kytkeytymistä tiettyyn pilaantuneiden sedimenttien alueeseen ja voi sisältää kausittaista altistumista vaeltavien lajien kriittisten elinvaiheiden aikana tai altistumisen vähentymistä muun muassa muuttavilla lajeilla. Kemikaalien otto, biokertyminen ja biomagnifikaatio ravintoketjun kautta, mikä periaatteessa rajoittuu vain muutamaa orgaaniseen kemikaaliin (esimerkiksi metyylielohopea; DDT; PCB; 2,3,7,8-TCDD), tulee arvioida tapauskohtaisesti. Biokertymisen ja biomagnifikaation mallinnus perustuu konservatiivisten (eli suojaavien) oletusten soveltamiseen biomagnifikaation ja kudosjäämäkriteerien suhteen. Pohjalla elävien selkärangattomien kudospitoisuuksia käytetään ennustamaan pitoisuuksia ylemmillä trofiatasoilla.

Kalat liikkuvat usein laajalla alueella, mistä johtuen on huomioitava koko niiden ruokailuun käyttämä alue, arviotaessa orgaanisten haitallisten aineiden biomagnifikaatiota. Tarkemmassa analyysissä on huomioitava myös paikka- ja lajikohtaiset erot biomagnifikaatiopotentiaalia arviotaessa kuten myös lajin lipidipitoisuus, ikä ja kokojakauma sekä reseptorilajin ravinnonkäyttö taipumukset. Hyödyntäen tarkempaa tutkittua tietoa ja tarkempia oletuksia voidaan täsmentää alustavia oletuksia biomagnifikaatiopotentiaalista. Lisäksi tulee tehdä kentällä mittauksia esimerkiksi pitoisuusmittauksia planktonista ja kaloista.

Sedimentin sisältämien haitallisten aineiden ympäristökohtalo ja kulkeutumisprosessit tulee myös huomioida riskinarvioinnissa. Huomioon otettavia prosesseja ovat muun muassa haitallisten aineiden adsorption, kemialliset tai biologiset reaktiot, diffuusio, advektio sekä sedimentin rajapinnassa tapahtuvat kuljetusprosessit, mukaan lukien sedimentin laskeutuminen, uudelleen suspendoituminen ja bioturbaatio. Mahdolliset pohjavedestä peräisin olevat haitallisten aineiden lähteet on myös huomioitava. Joissakin tapauksissa vaaditaan suoria kenttätutkimuksia riittävän todistusaineiston saamiseksi, kun taas joskus voi riittää asiantuntijan arviot ja mallinnus riittävien oletusten tekemiseksi.

Ihmisterveyden osalta tulee huomioida eri altistumisreitit, altistumisen todennäköisyys, haitta-aineiden luonne ja vaikutusmekanismit. Sedimenttien osalta arvioitavaksi tulee etenkin kertyminen ravintokaloihin, mahdollinen haitta-aineiden kulkeutuminen kasteluveteen ja suora ihoaltistus.

Kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa hyödynnetään aina tuloksia useista erilaisista, kohteelle relevanteista tutkimuslinjoista, joiden tulokset integroimalla suoritetaan riskien hyväksyttävyyden arviointi.

Kokonaisvaltaiseen näyttöön perustuvassa kohdekohtaisessa riskinarvioinnissa analysoidaan tietoja useasta todiste/tutkimuslinjasta, jotta voidaan selvittää haitta-aineen merkitys ja mahdolliset ekologiset ja terveysvaikutukset

Kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa huomioidaan kemiallisten stressitekijöiden (ja mahdollisten muiden haitta-aineiden) mittaaminen. Tulosten vertailu tehdään kynnyсарvoihin tai taustapitoisuuksiin tai muihin viitearvoihin

Otetaan huomioon aineiden kulkeutuminen ja altistumistodennäköisyys

Selvitetään kroonisen toksisuuden arviointi alueen kohde-eliöille huomioiden altistumistodennäköisyys ja biosaatavuus

Huomioidaan mahdolliset vaikutukset eliöyhteisöille, lajin populaatioille ja/tai ekosysteemin toiminnalle

Esimerkiksi biotestejä ja biomarkkereita voidaan hyödyntää arvioissa haitta-aineille altistumisesta tai vaikutuksista eliöiden elinkelpoisuuteen

Arvioidaan vaikutukset ihmisterveyteen huomioiden aineiden ominaisuudet, eri altistumisreitit ja haitta-aineiden vaikutukset. Biokertyvien aineiden osalta huomioidaan etenkin ravinnonkäyttöön liittyvät riskit.

5 Kohdetutkimukset

Ekologisten, terveys- ja kulkeutumISRISKIEN arviointi edellyttää edustavia ja riittäviä kohdekohtaisia tutkimuksia. Kohdekohtaisia tutkimuksia voidaan täydentää arvioinnin edetessä ja kohdentaa erityisesti riskitekijöihin, joiden osalta arviointi edellyttää lisätietoja. Sedimentin riskinarviointia varten selvitetään muun muassa:

- sedimenttien aiheuttamien riskien kannalta todennäköisimmät haitalliset aineet ja niiden pitoisuudet,
- haitallisten aineiden kulkeutuminen,
- aineiden mahdolliset vaikutukset vedenlaatuun,
- aineille todennäköiset altistujat ja eliöstövaikutukset,
- aineiden mahdollinen biokertyminen ja rikastuminen ravintoverkossa sekä
- vaikutukset ihmisten terveyteen

Tutkimussuunnitelmassa määritellään esitietojen ja käsitteellisen mallin pohjalta kohdetutkimusten tavoitteet, rajaukset ja toteutustapa. Arvioinnin edetessä ja kohdekohtaisen tiedon lisääntyessä tutkimussuunnitelmaa täydennetään. Tiedon karttuessa tutkimukset pyritään rajaamaan ja kohdentamaan merkittävimpiin altistumisreitteihin ja altistujiin tärkeimpien haittojen ja riskien määrittämiseksi. Mitä vakavampana havaittuja riskejä voidaan pitää sitä tarkempaa arviointia ne edellyttävät ja sitä monipuolisempi ja luotettavampi arvioinnin tulee olla, sisältäen kokonaisvaltaisen riskinarvioinnin eri tutkimuslinjoja (Weight-of-evidence).

Tutkimussuunnitelman sisältö mukaan lukien mahdolliset muutokset on dokumentoitava ja perusteltava tutkimuksiin käytettävien resurssien (kustannukset, henkilöresurssit ja käytettävä aika) optimoimiseksi. Kaikkien alueella suoritettavien tutkimusten tulee tukea riskinarviointia, mikä edellyttää riittävää ymmärrystä paitsi kohteesta ja sen mahdollisista ympäristövaikutuksista (käsitteellinen malli) myös tutkimusmenetelmistä ja riskinarviointiprosessista. Samasta syystä keskeiset sidosryhmät tulisi mahdollisuuksien mukaan osallistaa jo kohdetutkimusten suunnitteluun.

Riskinarvioinnin tarpeita palvelevaa järjestelmällistä kohdetutkimusten suunnittelua on selostettu muun muassa ympäristöhallinnon PIMA-ohjeessa (YM 2014) sekä Yhdysvaltojen ympäristöviraston julkaisemassa DQO (Data Quality Objectives) -ohjeistuksessa (U.S. EPA 2006). Edellä mainittuihin ohjeisiin perustuen kohdetutkimuksen järjestelmällinen suunnittelu voidaan jakaa osavaiheisiin varmistaen tutkimuksen tarkoituksenmukaisuus:

1. Määritellään ongelma, jonka ratkaisemiseksi tutkimustietoa tarvitaan (vrt. riskinarvioinnin tavoitteet).
2. Määritellään avoimet tutkimuskysymykset alustavan käsitteellisen mallin perusteella ja niiden merkitys arvioinnin näkökulmasta.
3. Määritellään, mitä tietoja tarvitaan, jotta avoimiin kysymyksiin saadaan vastaukset.
4. Määritellään tutkimuksen alueellinen (a) ja ajallinen (b) rajaus sekä vaadittavan tutkimustiedon tarkkuus.
5. Määritellään tarvittaessa (tutkimuskysymyksestä riippuen) säännöt, joilla ohjataan päätöksentekoa tutkimustuloksiin perustuen.
6. Suunnitellaan tarvittavien tietojen keruu sekä niiden aikataulut ja niihin tarvittavat resurssit, esimerkiksi näytteenotto, muut kohdetutkimukset ja analyysit.

Kohdetutkimusten suunnittelun tärkeimpänä päämääränä voidaan pitää selkeää ja perusteltua tavoitteenasettelua yksityiskohtaisten tutkimuskysymysten kautta. Arvioinnin edetessä tutkimustavoitteita voidaan tarkentaa tai muuttaa. Kohdetutkimusten järjestelmällisen suunnittelun lähtökohtana on, että

jokainen tutkimusmenetelmä, näytteenotto, mittaus tai analyysi, tukee asetettuja tutkimustavoitteita ja tarkentaa käsitteellistä mallia, kunnes tiedon määrä ja laatu ovat riittäviä.

Tutkimuksiin ja riskinarviointiin sisältyvän epävarmuuden vuoksi tutkimussuunnitelmassa on pyrittävä määrittämään myös tutkimustuloksilta edellytettävä tarkkuus ja luotettavuus. Tutkimusten tarkoituksenmukaisen kohdentamisen lisäksi tutkimussuunnitelmassa on kiinnitettävä huomiota tutkimusmenetelmien valintaan, jotta menetelmät tukevat parhaalla mahdollisella tavalla ja kustannustehokkaasti asetettujen tavoitteiden saavuttamista.

Tutustuminen kohteeseen paikan päällä on suositeltavaa tutkimussuunnitelmaa laadittaessa, jotta voidaan arvioida kerättyjen historiallisten tietojen kattavuus ja oikeellisuus sekä tunnistaa taustatiedoissa tapahtuneita merkittäviä muutoksia. Välittömän valuma-alueen ja yläjuoksun vesistöalueen tarkastelu saattaa myös auttaa tunnistamaan vesistöön kohdistuvat mahdolliset stressitekijät (kuten eroosion) ja auttaa määrittämään sopivat näytteenottovälineet ja suunnittelemaan näytteenottologistiikkaa. Lisäksi tässä vaiheessa olisi hyödyllistä suorittaa seulonta- tai pilottinäytteenottoa ja -analyyssejä, jotta varsinaista näytteenottosuunnitelmaa voidaan edelleen tarkentaa. Pilottinäytteenotto on erityisen hyödyllinen määrittäessä sopivat näytteenottoapaikat kohdennettua näytteenottoa varten tai määrittäessä tarkoituksenmukaiset osa-alueet osittaisessa tai monivaiheisessa näytteenotossa (US EPA 2001).

Näytteenoton tavoitteita, strategioita ja näytteenottotapoja on käsitelty tarkemmin liitteessä 3.

5.1 Näytteenottosuunnitelma

Jokainen tutkimuspaikka ja -hanke on ainutlaatuinen. Sedimentin riskinarvioinnin näytteenotto- ja tutkimussuunnitelmat tulee tehdä hankkeen tavoitteiden saavuttamiseksi. Siksi ennen ympäristötietojen keräämistä on oleellisen tärkeää määrittää riskinarvioinnin ja päätöksenteon tarvitsemat, olemassa olevat ja puuttuvat tiedot sekä käytettävissä olevat resurssit (US EPA 2001).

Riskinarvioinnin lähtötietojen keruu perustuu pitkälti näytteenottoon. Edustava näytteenotto tarkoittaa näytteenottoa, jonka perusteella voidaan tehdä riittävän luotettavia päätelmiä sen ympäristönsosan ominaisuuksista, josta näytteitä on otettu. Näytteitä voidaan ottaa sedimentin pinnalta, syvemmistä kerroksista, haitta-aineiden mahdollisilta kulkeutumisreiteiltä ja mahdollisista altistujista. Näytteistä selvitetään tutkittavan kohteen (näytematriisi) kemiallisia, fysikaalisia ja mineralogisia ominaisuuksia. Niiden perusteella arvioidaan muun muassa haitta-aineiden kulkeutumista ja vaikutuksia ympäristössä. Näytteenoton osuus kohdetutkimusten kokonaisepävarmuudesta on usein merkittävä. Epävarmuuden vähentämiseksi näytteenoton tuleekin perustua aina näytteenottosuunnitelmaan.

Suunnitelmassa on tuotava selkeästi esiin, mihin ongelmaan ja kysymyksiin haetaan vastauksia, määritellään tutkimuksen tarkoitus ja tavoitteet sekä käytettävissä olevat resurssit. Tarkoituksena voi olla esimerkiksi arvioida sedimentin nykyistä tilaa ja sen muutoksia tai kunnostustoimien vaikutuksia taikka validoida käytettävää sedimenttimallia. On tärkeää määritellä mihin kysymyksiin tutkimuksen näytteenotolla pyritään vastaamaan, kuten ovatko järven sedimentit nykyään vähemmän haitallisia kuin aikaisemmin tai mitkä tekijät ovat vaikuttaneet sedimentin pilaantumiseen.

Näytteenoton suunnittelussa ja sen edustavuuden varmistamisessa keskeiset lähtökohdat ovat:

1. Näytteenoton tavoite: mihin kysymyksiin näytteenotolla halutaan saada vastauksia?
2. Näytteenoton alueellinen rajaus: mitä aluetta, tilavuutta tai muuta kohdetta kysymykset koskevat?
3. Näytteenoton luotettavuus: mikä on vastausten hyväksyttävä epävarmuus, mistä epävarmuus muodostuu ja miten sitä voidaan vähentää?

Näyte voi olla edustava vain, jos sen perusteella voidaan vastata riittävän luotettavasti kysymykseen, johon sillä haetaan vastausta. Esimerkiksi kohteen alustavissa haitta-ainetutkimuksissa näytteenoton tarkoitus ja toteutus yleensä poikkeavat haittojen ja riskien määrittämiseen tarvittavasta näytteenotosta. Toinen keskeinen lähtökohta edustavuuden varmistamisessa on määritellä ja rajata ne kohteen osa-alueet, joita edellä mainitut tavoitteet ja kysymykset koskevat. Riskinarvioinnissa näitä osa-alueita voidaan kutsua arviointialueiksi, jotka näytteenoton kannalta määrittelevät myös näytteenottoalueen (YM 2014). Arviointi- ja näytteenottoalueen rajausta määrittäytyy tapauskohtaisesti riskinarvioinnin tavoitteiden mukaan. Haittojen ja riskien määrittämisessä näytteenotto kohdistetaan puolestaan ensisijaisesti niille kohteen osa-alueille, joiden kautta haitta-aineiden kulkeutuminen tai niille altistuminen on mahdollista, taikka niihin kohteisiin ja altistujiin, joissa oletetut vaikutukset ilmenevät. Kohteen käsitteellinen malli ja alueelta kerätyt esitiedot toimivat pohjana arviointi- ja näytteenottoalueiden rajaamiselle.

5.1.1. Sedimentti matriisina

Sedimentti on varastona ja lähteenä monille pysyville ja biokertyville yhdisteille ja aineille. Edustavien sedimenttinäytteiden kerääminen on kriittinen vaihe koottaessa luotettavia sedimenttitietoja. Huonot näytteenottomenetelmät voivat johtaa näytteisiin, jotka eivät edusta tutkittavaa ympäristöä tai ne voivat aiheuttaa aineiston painottumista tai sedimenttiaineiston kontaminaatiota. On suotavaa käyttää standardoituja laboratorion menetelmiä ja validointimenettelyjä tulosten analysointiin. Tämän lisäksi on varmistuttava, että näytteenottajalla on riittävä pätevyys sedimenttinäytteiden ottamiseen (Tuit & Wait 2020).

Sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin liittyvään näytteenottoon liittyen huomioitava mm. seuraavia asioita:

Sedimentteihin liittyvät tutkittavat alueet ovat usein laajoja ja vaikutukset ulottuvat myös laajoille alueille

Ekologisten riskien ohella on huomattava, että ihmiseen johtavat altistumisketjut maa-alueita suurempia

Sedimentti on vesistön muisti: haitta-aineet säilyvät pitkään ja usein huomataan ns. vanhoja syntejä.

Huomioitava myös mahdolliset uudet haitta-aineet päätyvät sedimenttiin.

Huomioitava pilaantuminen monilla haitta-aineilla, joiden ominaisuudet voivat vaihdella keskenään

Vesiekosysteemin eri osilla erilainen kapasiteetti sopeutua muutoksiin

Sedimentin kulkeutumisen ymmärtäminen keskeistä riskinarvioinnissa ja mahdollisessa riskinhallinnassa

Sedimentit ovat dynaamisia järjestelmiä, joihin liittyy monimutkaisia vuorovaikutussuhteita kiinteän, nestemäisen ja biologisen faasin välillä. Sedimenttinäyte koostuu yleensä sekä kiinteistä hiukkasista että niiden väliin jäävästä huokosvedestä, ellei huokosvettä erotella erillistä analyysiä varten. Sedimenttien pitoisuuksien mittaaminen poikkeaa monella tavoin esimerkiksi maaperän pitoisuuksien määrittämisestä. Analyysijä voidaan tehdä joko sedimentistä ja/tai sedimentin huokosvedestä. Jälkimmäinen kertoo aineiden biosaataavuudesta sekä biokertymisestä, ja voi näin ollen tietyissä tapauksissa olla suositeltava lähestymistapa. Sedimentin redox kemia ja pH voivat vaikuttaa haitallisten aineiden, kuten metallien, biosaataavuuteen. Olosuhteet voivat muuttua nopeasti sedimentin syvyyden tai esimerkiksi lämpötilan mukaan.

Useimmissa sedimenteissä esiintyy eliöiden aiheuttamaa sedimentin bioturbaatiota, joka sekoittaa uutta ja aiemmin kerrostunutta sedimenttiä keskenään sekä vapauttaa aineita uudestaan veteen. Bioturbaatiokerroksen syvyys riippuu sedimentin hapellisen kerroksen paksuudesta, sedimentin ominaisuuksista sekä pohjaeläinyhteisön koostumuksesta. Myös anaerobisissa sedimenteissä voi tapahtua sedimentin häirintää metageenisen bakteeritoiminnan aikaansaaman kaasun vapautumisen seurauksena. Lisäksi sedimentit voivat kulkeutua tai pölytyä aaltojen ja virtausmuutosten takia tai ihmistoiminnan aiheuttaman häirinnän vuoksi. Sedimentti onkin helposti häiriintyvä matriisi. Jotta kerätyt näytteet olisivat edustavia, on varmistuttava, ettei näytteenotolla saada aikaan häiriötä sedimenttjärjestelmään (Tuit & Wait 2020). Useimmat sedimentin keräyslaitteet on suunniteltu eristämään ja noutamaan tietty haluttu määrä, tietty sedimentin pinta-ala ja kerrossyvyys sedimenttiä aiheuttaen mahdollisimman vähän häiriötä ja säilyttäen näytteen eheys sekä ehkäisten näytteen kontaminaatio (US EPA 2001).

Pintasedimentti on sedimenttikerros, jossa altistuminen sedimentin haitallisille aineille yleensä tapahtuu. Määritelmät vaihtelevat suuresti, kuinka syvältä sedimentin pinnasta näytteen tulee ulottua. Yhdysvaltain geologian tutkimuslaitos (USGS) määrittelee sedimentin pintanäytteiksi näytteet, jotka kerätään 0–2 cm:n väliltä sedimentin ja veden rajapinnan alapuolella (USGS 2006). Vastaavasti Kanada määrittelee pintasedimentiksi vyöhykkeen, jonka syvyys vaihtelee välillä 0–1 metriä (Environment Canada 1994). Yhdysvalloissa US EPA on todennut, että vähintään 6–8 cm näytteenottosyvyys säilyttää pintasedimentin stratigrafisen eheyden, mutta suosittelee sedimenttinäytteelle syvyyttä 10–15 cm (US EPA 2001). Tämä vastaa sedimentin bioottista vyöhykettä ja bioturbaation syvyyttä (Tuit & Wait 2020). Suomessa sedimentin geokemiallisesti aktiivisen pintakerroksen syvyys vaihtelee 20–30 cm välillä. Vaihtoehtoisesti joissakin tapauksissa voi olla sopivampaa käyttää eliö- tai kohdekohtaista määrittelyä pintasedimentille. Kun kemiallisia analyysejä tehdään eliön altistumisen arvioimiseksi, näytteenottosyvyys räätälöidään eliön elintapojen mukaisesti (US EPA 2001). Syvemmälle ulottuvia sedimenttinäytteitä kerätään, kun tavoitteena on muodostaa sedimenttiprofiileja ja määrittää esimerkiksi haitallisten aineiden vertikaalinen ja samalla myös ajallinen jakauma (US EPA 2001).

5.2. Kemialliset analyysit

5.2.1 Haitallisten aineiden määritykset

Sedimentin kemialliset mittaukset ovat lähtökohtana ja olennainen todiste sedimentin laadulle. Kemiallisen näytteenoton perusteella selvitetään haitallisten aineiden tai yhdisteiden laatu, alueella olevat pitoisuudet ja pilaantuneen alueen laajuus. Tuloksia verrataan ekotoksikologisiin viitearvoihin, jolloin riskinarvioinnin alkuvaiheessa voidaan arvioida lisätutkimusten tarvetta ja myöhemmässä vaiheessa biologisten, ekologisten ja terveysvaikutusten todennäköisyyttä ja vakavuutta. Tehtävät analyysit riippuvat alueella alustavien tietojen perusteella olevista haitallisista aineista. Kuten minkä tahansa kohdetutkimuksen kohdalla, tarkan tutkimuksen suunnittelun ja hankkeen tavoitteiden tulisi määrittää, mitä mitataan.

Haitallisten aineiden fysikaaliskemiallisista ominaisuuksista merkittävimmät ovat myrkyllisyyden ohella, vesi- ja rasvaliukoisuus sekä kemiallisesta rakenteesta johtuva pysyvyys. Aineen alhainen vesi- ja korkea rasvaliukoisuus yhdessä pysyvyyden kanssa voivat merkitä pitkäaikaisia vaikutuksia vesistöissä. Tällaiset aineet sitoutuvat erityisesti orgaaniseen ainekseen samalla kertyen vesistöjen sedimentteihin. Suomessa sedimentit saattavat olla viileissä ja valottomissa olosuhteissa läpi vuoden. Lisäksi happea on usein vain ohuessa pintakerroksessa. Aineiden hajoaminen voi näistä syistä olla erittäin hidasta, jolloin haitallisia aineita varastoituu sedimentteihin. Vesistöjen pohjassa elävien selkärangattomien eläinten ja vesikasvien kautta sedimenttien haitalliset aineet saattavat biokertyä ravintoverkossa, esiintyen sen eri osissa jopa vuosikymmenten ajan. Häiriöiden, kuten tulvien, ruoppausten ja vesirakentamisen, yhteydessä sedimenttiin sitoutuneet, kerrostuneet ja peittyneet haitalliset aineet voivat vapautua uudelleen veteen. Merkittävä osa aineiden muuntumisprosesseista tapahtuu leviämisen ja kulkeutumisen aikana (HELCOM 2010, Stronkhorst ym. 2003, Fraser ym. 2017).

Perinteiset pysyvät orgaaniset yhdisteet voidaan kategorisoida pääpiirteissään torjunta-aineisiin ja teollisuuskemikaaleihin sekä polton ja teollisuuden päästöihin. Suomessa muun muassa ruoppaustoiminnan yhteydessä mitataan tyypillisesti seuraavia aineita ja yhdisteitä: Tributyyliini, trifenyylitina, PCB-kongenerit, PAH-yhdisteet, öljyhiilivedyt, raskasmetallit ja arseeni (YM 2015). Joitakin samankaltaisia

pysyviä yhdisteitä esiintyy myös luontaisesti, mutta valtaosa on peräisin ihmistoiminnasta. Yleisesti seurattuja raskasmetalleja ovat etenkin elohopea, kadmium ja vuosisatojen mittaan esimerkiksi hiilenpoltosta, metallinjalostuksesta ja bensiinin lisäaineista vapautunut lyijy. Sedimentissä voi kuitenkin esiintyä muitakin haitallisia aineita ja yhdisteitä, kuten VOC-yhdisteitä, dioksiineja ja muita POP-yhdisteitä, torjunta-aineita, bromattuja palonestoaineita ja myrkyllisiä kaasuja esimerkiksi rikkikaasuja. Lisäksi sedimentteihin voi kertyä myös ihmisten ja eläinten lääkintään käytettäviä aineita, kyllästysaineita, muovin pehmenysaineita, triklosaania ja hormonivalmisteita jne. Uudet käyttöönotettavat kemikaalit voivat aiheuttaa uusia riskitekijöitä ja uudet sedimenttimittaukset voivat tuoda esiin vanhoja, jo olemassa olleita riskejä. Uusia "nousevia haitta-aineita" (Emerging Pollutants, Emerging Organic Contaminant EOC) ovat ne, joita säännökset eivät vielä kata, ja joita ei ole tutkittu vielä laajemmin, mutta joiden arvioidaan olevan potentiaalisia haittavaikutusten aiheuttajia ympäristössä ja ihmisissä (la Farré ym. 2008).

Riskinarvioinnissa onkin syytä ajatella asioita nykykäytäntöjä laajemmin, jos sedimentin pilaantuneisuuteen kohdistuvia epäilyksiä esiintyy eikä aiheuttaja ole selvillä esimerkiksi historiatietojen perusteella. Kemiallisissa analyyseissä on aina huomioitava myös luontaiset taustapitoisuudet. Lisäksi riskinarvioinnissa on huomioitava paitsi kokonaispitoisuudet myös biosaatavilla olevat pitoisuudet, jos mitattu pitoisuustaso antaa syytä huoleen.

Liitteessä 4 on kuvattu tarkemmin haitallisten aineiden analytiikkaa, näytemääriä ja näytteiden käsittelyä.

5.2.2 Muut fysikaaliskemialliset muuttujat

Sedimentistä tulee analysoida muutakin kuin vain sedimentin haitallisten aineiden ja tiettyjen kohdekemikaalien kertyminen eliöihin. Edellä mainittujen tueksi tulee analysoida myös muita "tavanomaisempia" parametreja tulkinnan helpottamiseksi (Bay ym. 2021). Tavallisimpia mitattavia muuttujia ja niiden käyttötarkoituksia on koottuna taulukkoon 4.

Sedimentin laadun arvioiminen edellyttää fysikaaliskemiallisten ominaisuuksien selvittämistä. Niiden avulla voidaan arvioida ja ennakoida sedimentin käyttäytymistä esimerkiksi virtausolosuhteiden tai häirinnän lisääntyessä. Haitallisten aineiden pitoisuuksien lisäksi sedimentin muodostamaan ympäristöriskiiin vaikuttaa sen eroosioherkkyys. Mitä eroosioherkempää sedimentti on, sitä alttiimpaa se on kulkeutumaan, aiheuttaen mahdollisesti haitallisten aineiden leviämistä ja uhkaa laajemmalle alueelle.

Taulukko 4. Yhteenveto monista yleisesti mitatuista parametreista ja niiden käytöstä sedimentin laatututkimuksissa (Bay ym. 2021).

Perinteinen sedimenttimuuttuja	Käyttötarkoitus
Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)	• Ionisoitumattomien orgaanisten yhdisteiden pitoisuuksien normalisointi • Sopivien vertailusedimenttien tunnistaminen biologisia testejä varten
Haihtuvat sulfidit (AVS)	• Kaksiarvoisten metallien pitoisuuksien normalisointi hapettomissa sedimenteissä
Sedimentin raekoko	• Sopivien vertailusedimenttien tunnistaminen biologisia testejä varten • Sedimentin myrkyllisyystietojen ja pohjaeläinten makroselkärangattomien runsaustietojen tulkinta • Sedimentin kulkeutumisen ja laskeuman arviointi • Kunnostus- ja puhdistamisvaihtoehtojen arviointi
Kiintoaineet yhteensä	• Kemiallisten pitoisuuksien ilmaiseminen kuivapainon perusteella
Ammoniakki	• Sedimentin myrkyllisyystietojen tulkinta
Sulfidien kokonaismäärä	• Sedimentin myrkyllisyystietojen tulkinta

Sedimentin eroosioherkkyys on riippuvainen lukuisista tekijöistä, kuten raekokojakauma, hienoaineksen suhde karkeisiin jakeisiin, irtotiheys, orgaanisen aineksen määrä ja laatu, savimineralogia, suolapitoisuus ja pH, ja niiden monimutkaisista keskinäisistä suhteista. Näillä tekijöillä on oleellinen vaikutus myös haitta-aineiden käyttäytymiseen. Sedimentin eroosioherkkyyttä ja siinä olevien haitallisten aineiden käyttäytymistä

voidaan arvioida karkeasti oheisten perusparametrien avulla. Eroosioherkkyyden laskeminen on kuvattu tarkemmin liitteessä 5.

Hienoaines pidättää haitallisia aineita ja parantaa oleellisesti sedimentin koheesiota eli koossapysymistä savipitoisuuteen 30–50 % asti. Toisaalta hienoaines on alttiimpaa leviämään veden virtausten mukana. Alkuperäinen menetelmä raekokojakauman määrittämiseksi on kuvattu julkaisussa Buchanan (1984). Ensimmäinen hiekkafraktio erotetaan savesta ja lietteestä märkäseulomalla käsittelemätön näyte 63 µm:n seulan läpi. Hiekkafraktio (> 63 µm) seulotaan uudelleen kuivana käyttäen sarjaa Wentworth-seuloja, joiden silmäkoko on 2000 µm - 63 µm (esimerkiksi koot 2000, 1000, 500, 250, 125 ja 63 µm) ja jokainen fraktio punnitaan. < 63 µm:n kokonaisfraktion paino määritetään kuivapainosta pakastekuivauksen jälkeen. Tämä antaa perustan prosenttiosuuden laskemiselle < 63 µm (liete ja savi). Raejakaumaa tässä hienojakeessa (2–63 µm) voidaan analysoida eri tavoin. Elektronisten hiukkaslaskurien käyttö on nykyään yleisintä (Breedveld ym. 2018). Raejakauma määritetään seuraavasti: karkea aines seulomalla ja hienoaines sedigrafilla tai laskeuttamalla (automaattipipetti tai areometri) (Ympäristöhallinto 2015). Vaihtoehtoisesti voidaan käyttää laserdiffraktometriä, jonka etuna on se, että analyysiä varten vaaditaan huomattavasti pienempi näytemäärä. Kaikkien fraktioiden painot määritetään 0,01 g:n tarkkuudella ja kullekin näyteasemalle lasketaan kumulatiivinen painoprosenttijakauma koko alueella. Laskelmien avulla määritetään hiukkasten mediaanihalkaisija ja keskihajonta, jakauman vinous ja huipukkuus (kurtosis) (kuinka kapea tai leveä jakauma on) (Breedveld ym. 2018).

Orgaaninen aines sitoo itseensä haitallisia aineita ja parantaa sedimentin koheesiota. Orgaanisen aineksen määrä toisaalta alentaa sedimentin tiheyttä, joten sedimentti saattaa muuttua eroosioherkemmäksi, kun sen orgaanisen aineksen pitoisuus on korkea (yli 12–14 %; Grabowski ym. 2011). Orgaanisen hiilen määrittämistä 0,5–10 mg:n näytteet uutetaan ja karbonaattipitoisuus poistetaan lisäämällä tiipittäin 1 M HCl:a, kunnes kuohumista ei enää tapahdu. Kuivatut näytteet on voitava homogenoida jauheeksi. Kuivatut näytteet punnitaan tinakapseleihin, jotka palavat täydellisesti hapella kyllästetyssä heliumkaasussa noin 1800 °C:ssa CHN-analyysattorissa. Ylimääräinen happi poistetaan kuparin avulla noin 650 °C:ssa. Palamiskaasut kulkevat sitten kromatografiakolonniin läpi ja CO₂-kaasu havaitaan kuormalankailmaisimen avulla. Tulokset lasketaan tavallisesti prosentteina kuivapainosta sedimentistä (Breedveld ym. 2018). Ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaan orgaanisen aineksen määrä ilmoitetaan orgaanisen hiilen kokonaismääränä tai hehikutushäviönä. Hehikutushäviöllä tarkoitetaan poltossa häviävää orgaanista ainesta (550 °C, 2-2½ tuntia). Se lasketaan vähentämällä alkuperäisestä kuiva-aineksesta hehikutusjäännös eli tuhkan määrä (Ympäristöhallinto 2015). Tämä ei ole tyydyttävä peruste riskianalyyseille, koska jakautumiskertoimen K_d-validiteetti on voitava arvioida orgaanisen hiilen, ei orgaanisen aineksen, pitoisuuden suhteen (Breedveld ym. 2018).

Jos sedimenttiä on tarkoitus häiritä kuten ruopata tulee läjitysominaisuuksien arvioimista varten määrittää sedimentin vesipitoisuus (%) ja irtotiheys (märkätiheys). Vesipitoisuuden kasvaessa ja irtotiheyden laskiessa sedimentin eroosioherkkyys kasvaa. Ruopattava aines määritellään eroosioherkäksi, kun sen irtotiheys on alle 1300 kg/m³ (Ympäristöhallinto 2015). Vesipitoisuuden mittaamiseksi punnittu märkä sedimentinäyte kuivataan täydellisesti 105 °C:ssa (noin 24 tuntia), minkä jälkeen näyte punnitaan uudelleen. Vesipitoisuus voidaan määrittää myös pakastekuivauksella, joka on monissa tapauksissa esikäsittelyn vaihe ennen muita analyysejä. Sedimentistä on perusteltua mitata myös Redox potentiaali, sedimentin redox-suhde (E_h) voidaan mitata elektrodeilla, jotka työnnetään suoraan häiriöttömään sedimentinäytteeseen ilman kemikaalien lisäämistä. Jos sedimenttiä aiotaan häiritä tai on olemassa muu sedimentin kulkeutumisen vaara, on perusteltua tehdä sedimentille myös liukoisuustestejä. Testiä suositellaan liuenneiden haitallisten aineiden mobilisaatiopotentiaalimittauksiksi sedimenttien uudelleen suspendoitumisen yhteydessä. Menettelyt on kuvattu standardissa SFS-EN 12457 “Jätteen luonnehdinta. Liuos. Rakeisten jätemateriaalien ja lietteiden huuhtoutumisen vaatimustenmukaisuudesta” (Breedveld ym. 2018).

6 Kulkeutumisriskien arviointi

6.1 Kulkeutuminen vesistöissä

6.1.1 Kulkeutuminen ja kerrostuminen

Sedimentti on alun perin peräisin valuma-alueelta ja järven omista prosesseista. Tyypillisesti vesistöissä sedimenttiä ja haitta-aineita kuljettavat tuuliaaltoprosessit, erilaiset virtaukset ja rinneprosessit.

Suomalaisissa järvissä tuulen toiminta estyy lähes puoleksi vuodeksi, kun altaat ovat jääpeitteen alla. Merten äärellä myös vuorovesi voi olla merkittävä sedimenttiä ja haitta-aineita kuljettava mekanismi.

Syvännesedimentit ovat periaatteessa kulkeutuvan materiaalin loppuvarasto, mutta materiaalin varhaisiin diageneesisiin prosesseihin liittyen osa aineista palaa uudelleen takaisin kiertoon.

Kulkeutuminen (transportaatio) on sedimenttiaineksen liikkumista veden virtausten mukana.

Sedimenttiaineksen laskeutuessa vesipatsaasta takaisin pohjaan on kyseessä kerrostuminen. (Jones ja Ziegler 2013). Kulkeutuminen ja kerrostuminen ovat molemmat sedimentaatioprosessin osia. Akkumulaatio on puolestaan sedimentin pidempiaikaista kerrostumista (esimerkiksi Szmytkiewicz & Zalewska 2014).

Virtavesissä kulkeutumistapa riippuu muun muassa sedimenttiaineksen raakoosta, orgaanisen aineksen osuudesta ja veden virtausnopeudesta. Pohjasta irronneen sedimenttiaineksen kulkeutuminen voidaan jakaa kahteen luokkaan: pohjakuorman ja suspensioon.

Pohjakuormalla tarkoitetaan sedimenttipartikkeleita, jotka vierivät tai pomppivat pohjaa pitkin virtauksen vaikutuksesta. Aines kulkeutuu siis hyvin lähellä pohjan pintaa. Pohjakuormana kulkeutuvat tyypillisesti suuremman raakoon sedimenttiainekset. Pohjakuormassa kulkeutuva materiaali liikkuu hitaammin kuin yläpuolisen veden virtaus. Virtauksen heiketessä karkeat ainekset laskeutuvat ja kerrostuvat ennen hienompia. Valuma-alueilta mereen kulkeutuvista sedimenttiaineksista karkeammat, kuten hiekka ja siltti, kerrostuvat usein lähemmäs jokisuuta (Jones & Ziegler 2013). Rantavoimat voivat kuitenkin levittää hiekkaa laajemmallekin alueelle.

Suspensiossa sedimenttiaines irtoaa pohjasta ja kulkeutuu vesipatsaan mukana. Suspensiossa kulkeutuvat tyypillisesti hienorakeiset sedimentit. Suuremmat sedimenttipartikkelit, esimerkiksi hiekka, vaativat paljon energiaa pysäyksen suspensiossa. Sen sijaan savi ja muut hienorakeisemmat sedimentit pysyvät suspensiossa helpommin ja pidempään. Suspensioitunut aines liikkuu yleensä samaa nopeutta kuin sitä ympäröivä virtaava vesi (Jones & Ziegler 2013). Hienommat ainekset, kuten savipartikkelit, voivat kulkeutua hyvinkin kauas ulapalle. Meriveden suolaisuuden vuoksi savi saattaa kuitenkin koaguloitua suuremmiksi aggregaateiksi, jotka laskeutuvat nopeammin kuin yksittäiset rakeet. Yleensä savikerrosten paksuus ja aineksen raakoko pienenevät ulapalle päin mentäessä. (Uusinoka 1984, Suomela 2016).

Tyypillisesti luontaisesti resuspendoituneen kiintoaineen määrä on luokkaa muutamia mg/l kiintoainetta. Myrskyjen yhteydessä esiintyy lyhytkestoisia tilanteita, jolloin sameusarvot nousevat noin 2–3-kertaisiksi taustatasoon nähden (esimerkiksi Lindfors & Kiirikki 2012). Luontaisesti resuspendoituvat pitoisuudet ovat hyvin pieniä verrattuna ruoppauslaskelmissa käytettyyn arvoon 200 mg/l ja meriläjitys-laskelmissa käytettyyn arvoon 100 mg/l. Vuotuinen luontainen resuspensio voi kuitenkin olla merkittävää sillä esimerkiksi Suomenlahdella tehtyjen tutkimusten mukaan vuotuinen luonnollinen resuspensio 1 km² kokoisella merialueella vastaa määrältään 400 läjitysproomullisen (250 m³ / 500 t) läjitystapahtumassa resuspendoituvaa kiintoainemäärää (Luode Consulting 2013). Suspendoituneesta kiintoainekuormasta veteen liukeneva haitta-ainepitoisuuden sekä haitta-ainekertymän ja tilavuuspainon laskeminen on esitetty liitteessä 5.

6.1.2 Eroosio

Sedimentin eroosiolla tarkoitetaan sedimenttipartikkeleiden/aineksen irtoamista pohjasta takaisin vesipatsaaseen. Resuspensiossa jo sedimenttiin laskeutunut aines irtoaa uudestaan pohjalla vaikuttavan virtauksen kuljetettavaksi. Sedimentin eroosioon vesistön pohjalta vaikuttavat useat eri tekijät, kuten raakoko, vesipitoisuus (märkäirttiheys), orgaanisen aineksen osuus sekä veden virtausnopeus pohjan tuntumassa (Jones & Ziegler 2013).

Puhtaissa kivennäismaalajeissa, kuten hiekassa, kulkeutuminen riippuu pitkälti aineksen raekoosta. Niiden kulkeutumiselle onkin olemassa vakiintuneita kaavoja ja diagrammeja. Näitä ei kuitenkaan voida kunnolla soveltaa orgaanista ainesta sisältäville sedimenteille, joita esiintyy yleisesti Suomessa. Paljon orgaanista ainesta sisältäviä sedimenttejä tavataan yleensä murtovesissä, lahdissa ja muilla alueilla, joissa veden virtaukset pohjan läheisyydessä ovat pieniä ja/tai altaaseen ulkopuolelta tulevan tai sen oman perustuotannon sitoman orgaanisen aineksen määrä on suuri (esimerkiksi Itkonen 1997).

Orgaanisen aineksen määrästä ja laadusta riippuen eroosioherkkyys vaihtelee huomattavasti (esimerkiksi Suomela 2016). Tilavuuspainoa (märkäirtotiheyttä; laskenta kts. liite 5) voidaan käyttää sedimentin eroosioherkkyuden mittarina, vaikkakin hyvin karkeana sellaisena. Liitteessä 5 on esitetty kaavat sedimentin leikkausjännityksen ja eroosionopeuden laskentaan. Syvemmissä vedessä myös rinneprosesseista aiheutuva eroosio ja uudelleenkerrostuminen voi olla merkittävää: on arvioitu, että noin 4° ylittävillä rinnekuililla rinnevalumat tulevat aina vain todennäköisemmiksi (Håkanson & Jansson 1983). Toisaalta riittävän jyrkkiin rinteisiin (lähellä lepokulmaa, vaihtelee sedimentin laadun mukaan) ei käytännössä kerry sedimenttiä. Rinneprosesseista aiheutuvaa pohjadynamiikkaa voi mallintaa analysoimalla pohjan kaltevuutta ja viettosuuntia.

6.1.3 Vapautuminen liuenneena sedimentistä

In situ -sedimentin haitta-ainepitoisuuksien kulkeutumisen kannalta on keskeistä ottaa huomioon sedimentin ja veden siirtymävyöhykkeellä tapahtuvat biologiset ja geokemialliset prosessit, jotka vapauttavat haitta-aineita liuenneena muodossa. Siirtymävyöhyke on ekologisesti ja geokemiallisesti aktiivinen alue sedimentti-vesi-rajapinnan alla, jossa voi esiintyä erilaisia tärkeitä ekologisia ja fysikaaliskemiallisia olosuhteita ja prosesseja. Haitta-ainepitoisuudet ovat yleensä siinä korkeimmillaan.

Tyypillisesti tämän vyöhykkeen paksuus on Suomen olosuhteissa vähintään 10 cm, mutta se voi ulottua 20–30 cm:in syvyyteen saakka. Biologisten ja kemiallisten prosessien aktiivisuus vähenee nopeasti syvemmälle sedimenttiin siirryttäessä. Aktiivisimmista muutamasta ylimmästä cm:stä voi tapahtua merkittävää happitilanteen tms. laukaisemaa haitta-aineiden vapautumista, niin sanottuja sisäistä kiertoa. Yli 20–30 cm:n syvyydessä sedimentti voidaan katsoa ”historialliseksi”, eivätkä sinne hautautuneet haitta-aineet yleensä enää pala geokemialliseen kiertoon, mikäli sedimenttiä ei häiritä. Aineet liikkuvat sedimentistä tyypillisesti vain ylöspäin. Syvemmillä sedimentti on lähes steriiliä, ja vain hidasta metaanikäymistä tapahtuu.

Seuraavat mekanismit ovat tärkeitä aineiden vapautumisessa sedimentistä ilman eroosiota tai sedimentaatiota:

- Molekyylidiffuusio (puhdas fysikaalinen diffuusio)
- Biodiffuusio (tehostettu diffuusio pohjaeliöstön aktiivisuuden vuoksi)

Næsin ym. (2001) mukaan, diffuusionopeudet eri mekanismeilla voidaan laskea yhteen. Tärkein tekijä on se, että bioturbaatio voi lisätä diffuusionopeutta useita suuruusluokkia verrattuna puhtaaseen molekyylidiffuusion. Liuotustestit ja huokosvesipitoisuuden mittaukset sekä eri kuljetusmalleilla perustuvat diffuusiolaskelmat osoittavat, että molekyylidiffuusiolla voi olla suuri merkitys diffuusiovuon kannalta.

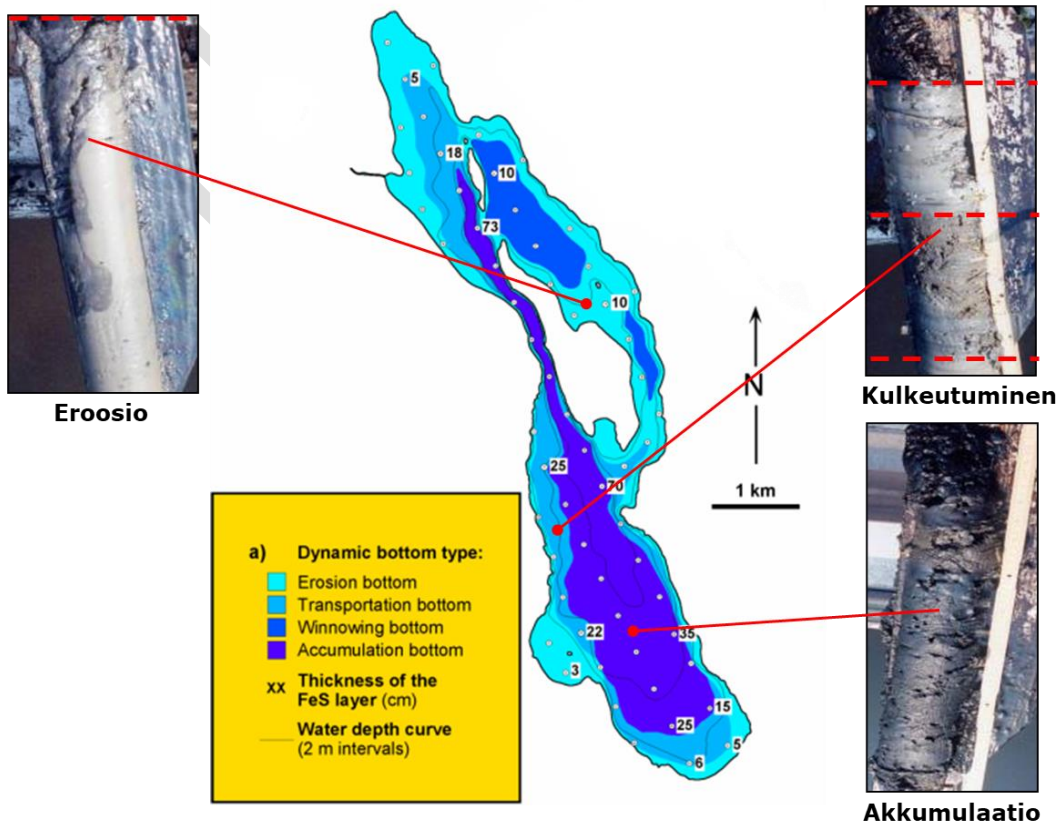
Sedimentin orgaanisten ja epäorgaanisten haitallisten aineiden tai yhdisteiden biosaatuuteen vaikuttaa bioturbaatio, dynaaminen, bioottinen prosessi, joka saa aikaan sedimentin yläkerroksen jatkuvan sekoittumisen. Sekä kasvit että eläimet osallistuvat bioturbaatioon, mutta yleensä selkärangattomat pohjaeläimet, madot, hyönteisten toukat ja simpukat, ovat prosessin tärkeimpiä tekijöitä. Näiden eläinten kaivautuessa sedimenttiin, ne voivat vetää saastuneita hiukkasia alas sedimentin pinnalta syvempiin sedimenttikerroksiin. Toisaalta nämä toimet voivat tuoda pintaan epäpuhtauksia syvemmistä kerroksista. Kaivavat eläimet myös vapauttavat hienojakoista, haitallisia aineita ja yhdisteitä sisältävää ulostemateriaalia sedimentin pinnalle, jossa kyseiset haitalliset aineet tai yhdisteet voivat tulla biologisesti hyödynnettäviksi. Pohjaeläimet ovat tärkeä yhteys pilaantuneiden sedimenttien ja korkeamman tason reseptorien, kuten vesilintujen, välillä (Meysman 2006).

6.1.4 Pohjadynaamiset vyöhykkeet

Vesistöissä sedimentin fokuoitetuminen kohti syvänteitä virtausten mukana määrää pääpiirteittäin löyhien viimeaikaisten sedimenttien laadun ja määrän. Teoreettinen pohja pohjatyypin tarkastelulle on saatu Ruotsissa suoritetuista tutkimuksista (esimerkiksi Håkanson & Jansson 1983). Tyypillisesti säännöllisen muotoinen vesiallas, jossa ei ole suurempia syvänevirtauksia, jakautuu sedimentin tuuliaaltokuljetuksesta johtuen rannasta syvänteeseen pohjadynaamisiin vyöhykkeisiin seuraavasti:

- **Erosiovyöhyke.** Ei tapahdu hienoaineksen kerrostumista. Haitta-aineet siirtyvät nopeasti vesimassaan ja syvemmille pohjan alueille. Haitta-aineiden vapautuminen sedimentistä esimerkiksi diffuusion kautta on kuitenkin mahdollista.
- **Transportaatiovyöhyke.** Kerrostuminen ja kulkeutuminen vuorottelevat, hienosedimenttiä kerrostuu mutta ajoittain myös resuspendoituu. Ohut kerros (alle 0,5–1 m) resentiä hienosedimenttiä. Tapahtuu sedimentin ja haitta-aineiden väliaikaista varastoitumista. Pitkällä aikavälillä hienoaines ja haitta-aineet todennäköisesti kulkeutuvat kauemmaksi.
- **Akkumulaatiovyöhyke.** Hiekkaa hienommat ainekset kerrostuvat jatkuvasti ja pysyvästi. Samalla tapahtuu haitta-aineiden poistumista kierrosta niiden hautautuessa syvemmälle. Paksut kerrokset (yli 1–2 m) viimeaikaista sedimenttiä. Haitta-aineita saattaa kuitenkin palata uudelleen kiertoon sisäisen kuormituksen kautta tai jos sedimenttiä häiritään esimerkiksi ruoppauksilla.

Kuvassa 5 on esitetty esimerkkitapaus tällaisesta säännöllisesti sedimentoituneesta järvestä (Köyliönjärvi). Siinä esiintyy myös hieman harvinaisempana pohjatyypinä winnowing -pohjaa, jolla materiaalia kyllä resuspendoituu mutta se ei pääse kulkeutumaan kauemmaksi. Monesti virtaukset kuitenkin muuttavat tätä vyöhykkeellisyttä siten että eroosiota ja sedimentin uudelleen liikkeelle lähtöä (resuspendoitumista) tapahtuu luontaisestikin myös syvänealueilla. Tyypillinen esimerkki tästä ovat rannikon läheisten ruhjelahtien syväneketjut jotka paluuvirtausten vuoksi ovat tyypillisesti eroosiopohjaa. Myös jyrkästi viettävillä pohjan alueilla tapahtuvat rinneprosessit ovat tietyissä vesistöissä merkittäviä, ja voivat aiheuttaa turbidiittityypistä kulkeutumista. Pohjadynaamisia alueita voidaan tunnistaa myös jokisysteemeistä, mutta siellä niiden esiintyminen riippuu sellaisista tekijöistä kuin virtausnopeus ja virtauksen laminaarisuus tai turbulenttisuus.



Kuva 5. Pohjadynaamiset vyöhykkeet tyypillisessä esimerkkitapauksessa (Köyliönjärvi; Itkonen, 1997).

Pohjadynamiikan karkea tarkastelu on hyvä tehdä jo käsitteellisen mallin laadintavaiheessa, sillä siitä on suuri hyöty muun muassa näytenpisteiden sijoittelun kannalta. Kaavat tuuliaaltokuljetuksen akkumulaatio, transportaatio- ja eroosiopohjien määrittämiseksi vesialueella on esitetty liitteessä 5. Myös virtausmallinusohjelmassa on sedimenttimoduuleja, joiden avulla pohjadynaamisten alueiden sijaintia voidaan tarkastella.

6.2 Haitta-aineiden kulkeutumisen ja kertymisen arviointi

6.2.1 Eri haitta-aineiden kulkeutumisoimaisuudet

Sedimenttien haitallisten aineiden kulkeutumiseen liittyy usein monimutkaisia prosesseja, jotka riippuvat haitallisen aineen ja sedimenttien fysikaalisista/kemiallisista sekä vesimuodostuman ominaisuuksista. Esimerkiksi, mitä hydrofobisempi (korkea oktanoli-vesi jakaantumiskerroin, K_{ow}), vähemmän polaarinen ja suurempi orgaaninen molekyyli on, sitä epätodennäköisemmin se hajoaa biologisesti ja sitä todennäköisemmin se tarttuu sedimenttihiukkasiin ja sedimentin orgaaniseen hiiliainekseen. Halogenoidut hiilivedyt, kuten klooratut liuottimet, voivat pilata sedimenttejä alueilla, joissa pohjavesi purkautuu vesimuodostumaan sen jälkeen, kun yhdisteet ovat kulkeneet liuenneena sedimentin läpi. Vastaavasti öljyhiilivedyille tyypillinen kulkeutumismekanismi on keveiden fraktioiden erottuminen ohuina kalvoina puhtaaksi faasiksi veden pinnalle ja kulkeutuminen lauttoina.

Sedimentit, joilla on kohtalainen tai korkea savi- tai orgaanisen hiilen pitoisuus, pyrkivät absorboimaan osan liuenneista haitta-aineista. Metallit voivat sitoutua sedimenttimassaan saostumisen (esimerkiksi karbonaatit, sulfidit, fosfaatit, hydroksikompleksit) tai adsorption (esimerkiksi savi, sedimentin orgaaninen aines) kautta. Muutos sedimentin geokemiassa (pH:n lasku, redox-muutos) voi johtaa metallien uudelleenvapautumiseen ioneina. Jotkut metallit (esimerkiksi arseeni, kadmium, lyijy, seleeni, sinkki) biokertyvät, kun taas toiset eivät (esimerkiksi kupari, nikkeli). Elohopea voi biotransformoitua sedimenteissä erittäin biokertyväksi ja myrkylliseksi metyylielohopeaksi.

Sedimentin redox- ja pH-olosuhteet vaikuttavat erityisesti sedimenttien metallien vapautumiseen (esimerkiksi Plant ja Raiswell 1983) (Taulukko 5). Sulfidina hapettomissa olosuhteissa sitoutuneet metallit ovat vähemmän liukoisia kuin niiden jakautumiskertoimet antavat olettaa. Hapettomissa sedimenteissä pohjajeläimistö yleensä vähäistä, jolloin myös bioturbaatio ja biodiffuusio vähenevät. Tämä puolestaan vähentää metallien vapautumista. Kaiken kaikkiaan sedimentin hapeton ympäristö säilöö hyvin jopa kaikkein herkimmin hajoaviakin yhdisteitä. Tieto, ovatko sedimentit hapettomassa tilassa, on siksi oleellisen tärkeää haitta-aineiden leviämistä arvioitaessa.

Taulukko 5. Metallien suhteellinen kulkeutumiskyky erilaisissa pH- ja redox-olosuhteissa (Plant ja Raiswell 1983).

Kulkeutumiskyky	Hapettavat olosuhteet	Hapan ympäristö	Neutraali tai emäksinen ympäristö
Erittäin suuri			V
Suuri	V, Zn	Co, Cu, Hg, Ni, V, Zn	
Keskinkertainen	Cd, Co, Cu, Hg, Ni	As, Cd	As, Cd
Pieni	Pb, Sb	Pb, Sb	Pb, Sb
Hyvin pieni	Cr	Cr	Co, Cr, Cu, Hg, Ni

6.2.2 Kulkeutumisen käsitteellinen malli

Kulkeutumisen käsitteellistä mallia laadittaessa on selvitetävä ovatko sedimentin haitalliset aineet seurausta nykyisestä vai historiallisesta toiminnasta vaiko molemmista (kuva 6). Yleensä sedimenttejä ei kannata puhdistaa ennen kuin kaikki lähteet on tunnistettu ja tarvittaessa poistettu, jotta ne eivät enää aiheuta sedimenttien merkittävää pilaantumista

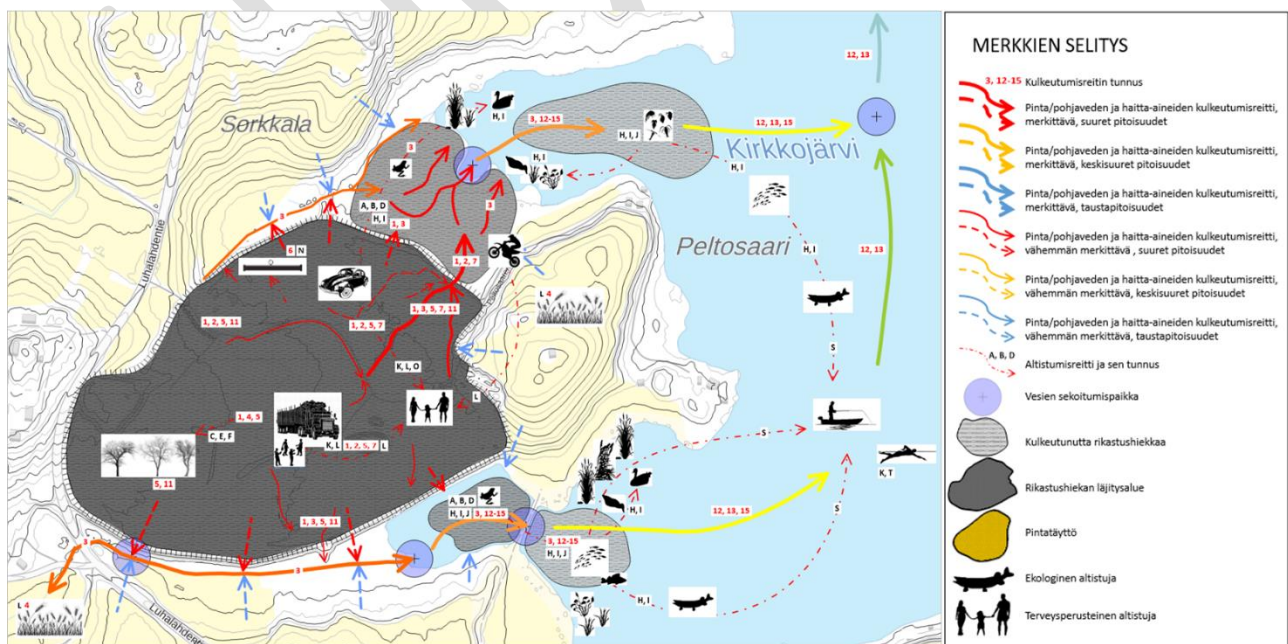
(https://clu.in.org/issues/default.focus/sec/Sediments/cat/Conceptual_Site_Models/). Myös pohjavesi tulee huomioida yhtenä mahdollisena pilaantumisen lähteenä. Pohjaveden purkautuminen näennäisesti yhtenäiseltä sedimenttipohjalta on monimutkaista, ja riippuu pohjan ja vettä johtavien kerrosten rakenteesta. Haitallisia aineita voi kulkeutua sedimentin läpi pohjaveteen tai joissakin tapauksessa päinvastoin (https://clu-in.org/issues/default.focus/sec/sediments/cat/fate_and_transport_of_contaminants/), jos kyseessä on esimerkiksi pohjavettä harjuun imeyttävä järvi.

Keskeisiä tekijöitä, jotka on otettava huomioon arvioitaessa haitallisten aineiden kulkeutumisen- ja leviämisenriskiä, ovat paikalliset olosuhteet vesistön pohjassa, sedimenttien ominaisuudet, laiva- ja/tai veneliikenne sekä veden ja virtausten vaihtelut. Vesialueen sedimenttipohjan syvällisempi karakterisointi voi olla hyödyllistä useista syistä. Suurin osa tiedoista, joita tarvitaan riskien arvioimiseksi, ovat hyödyllistä myös mahdollisia tulevaa kunnostuksen suunnittelua varten. Esimerkiksi haitallisten aineiden ja muiden muuttujien vertikaalisten profiilien tuntemus on hyödyllistä sekä haitallisten aineiden huuhtoutumisen laskennallisten arvojen tulkinnessa että aktiivisen kunnostuksen hyötyjen arvioinnissa monitoroituun luontaiseen puhdistumiseen verrattuna (Breedveld ym. 2018).

Paikallisista olosuhteista tulee tuntee kuormittajat, veden syvyys, virtaukset ja veden vaihtuvuus, pohjan laatu ja kerrospaksuudet, sedimentin tyyppi, alueella tehdyt ruoppaus- ja läjitystoimenpiteet sekä muut ihmisperäiset sedimenttiin häiriötä aiheuttaneet tekijät (Vahanne ym. 2007). Jos mahdollisesti pilaantunut alue on laaja ja sillä voi olla vaikutuksia laajemmallekin alueella on tarpeen laatia kulkeutumisesta oma käsitteellinen mallinsa.

Haitallisten aineiden ympäristökohtalo ja kulkeutuminen riippuvat haitta-aineen sekä sedimentin fysikaaliskemiallisista ominaisuuksista ja vesimuodostuman tyypistä, johon sedimentit laskeutuvat, sekä siitä saako vai menettääkö vesimuodostuma vettä. Käsitteellisen mallin laadinnassa luonnehditaan ongelma-alueen hydrogeologiaa ja sedimentologinen rakenne sekä kuvataan haitallisten aineiden ympäristökohtaloa ja kulkeutumista (haitallisten aineiden lähteen sijainti, mistä haitta-aineita tällä hetkellä löytyy, aineiden mahdolliset biologiset tai geokemialliset muutokset ja mihin haitalliset aineet lopulta päätyvät).

Jo kerrostunut sedimentti voi häiriintyä niin luontaisista kuin ihmisperäisistäkin syistä. Luonnollisia häiriötä sedimentaatioon aiheuttavat poikkeukselliset veden virtaukset, bioturbaatio, kaasunmuodostus (kupliminen), aineiden uudelleenvapautuminen liuenneena sedimentistä ja muutokset sedimentaationopeudessa. Ruoppaukset ja ihmisperäiset virtaukset voivat aiheuttaa merkittävää sedimentin resuspendoitumista ja sedimentin pohjadynamiikan muutosta. Esimerkiksi ruoppauksen yhteydessä on tunnettua, että jo ruopatuille alueille leviää ohutkerros jo ruopattua materiaalia. Tämä voi olla suuri ongelma, jos kunnostustoimenpiteen tarkoituksena on ollut vähentää sedimentin pintakerroksen haitta ainepitoisuutta.



Kuva 6. Esimerkki kulkeutumisen käsitteellisestä mallista. Haverin kaivoksen rikastushiekka-alue. Lähde: PIRELY ja Ylöjärven kaupunki. Taustakartta: MML.

6.2.3 Sedimentin karakterisointi

Fysikaalis-kemiallisen sedimentin karakterisoinnin tärkeimmät komponentit ovat tyypillisesti yleiskatsaus keskeisistä sedimenttityypeistä ja sedimentin kerrostuminen eri ominaisuuksien (sedimentin tyyppi, bioaktiivinen kerros, ulkonäkö, väri, ja hajua, vesipitoisuus, redox-olosuhteet, haitallisten ja haitattomien aineiden pitoisuudet jne.) suhteen. Kerrostumista ja profiileja karakterisoidaan yleensä sedimentistä otetuista näytesarjoista, mutta kuvia eri kerrosten ulkonäöstä ja paksuudesta voidaan saada myös käyttämällä sedimenttiprofiilikuvausta (SPI). Tällainen kuvantaminen voi tarjota visuaalisen informaation sedimenttien yleisistä 30 cm:n kerroksista ja voi tuottaa useita profiilikuvia lyhyessä ajassa.

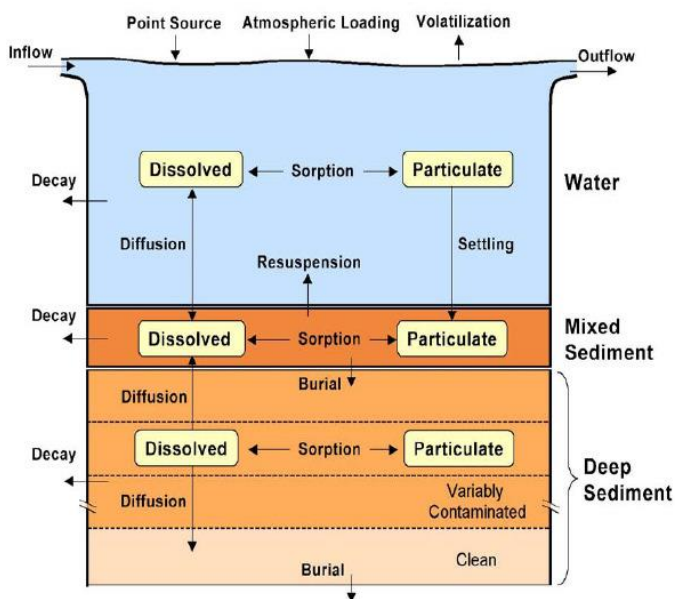
Näytteenoton yhteydessä pohjadynamiikasta saatava tieto on erittäin arvokasta. Näytesarjojen karakterisointi kannattaa suorittaa huolellisesti. Näytteistä tehtävät havainnot kannattaa kirjata erityiselle lomakkeelle tai käyttää siihen soveltuvaa mobiiliohjelmaa. Näytteistä on hyvä ottaa sedimentin yläpinnasta alkavalla mitta-asteikolla ja näytetunnuksella varustetut valokuvat sekä koko sarjasta että lähikuvina esimerkiksi 10 cm:n välein. Kokenut sedimenttiasiantuntija pystyy kuvien perusteella päättämään paljon siitä mille pohjadynaamiselle vyöhykkeelle sedimenttisarja sijoittuu (vrt. kuva 5).

Liitteessä 5 on esitetty erilaisia menetelmiä, joilla pohjadynamiikkaa, sedimentin kerrosjärjestystä, ominaisuuksia sekä haitta-aineiden kulkeutumista kiintoaineen mukana ja liuenneena voidaan tutkia *in situ* - ja laboratoriomittakaavassa. Näihin kuuluvat erilaiset valo- ja videokuvaustekniikat, luotaukset ja muut geofysikaaliset menetelmät, geotekniset menetelmät sekä erilaiset mesokosmoskokeet, diffuusiokammiot, kulkeutumista kuvaavat haitta-aineanalyysit ja kenttämittaukset, passiivi- ja partikkelikeräimet sekä eroosionopeusmittaukset.

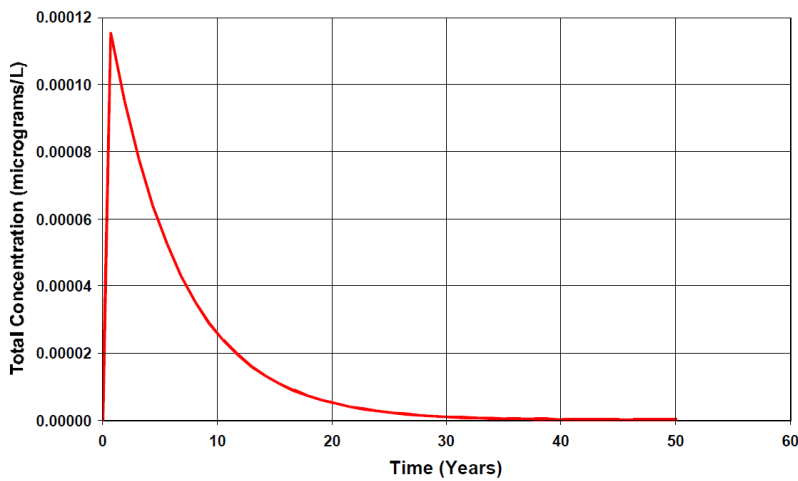
6.2.4 Liuenneiden aineiden sedimentistä vapautumisen mallinnus

Liuenneiden aineiden vapautumisen mallinnukseen on käytettävissä mallinnustyökaluja, kuten RECOVERY ja CapSim -ohjelmat. Niitä voidaan käyttää erityisesti krooniseen altistumiseen johtavan kulkeutumisen mallinnuksessa. Myös monet virtausmallinnusohjelmistot kuten Delft3D Water Quality -moduuli sisältävät työkaluja sedimentin prosessien mallinnukseen.

Orgaanisten haitta-aineiden diffuusiota voidaan mallintaa parhaiten haitta-aineiden diffuusiomallin RECOVERY (Ruiz ym. 2000, Ruiz & Gerald 2001) avulla. Ohjelman teoreettinen perusta on luotu 1980-luvulla ja sen 2.0-versio on vuodelta 2001. RECOVERY:n kirjasto kattaa yleisimmät orgaanisten haitta-aineet ja huomioi muun muassa biokertymisen. Mallin huomioimat prosessit sedimentissä ja vesimassassa on esitetty kuvassa 6. Tärkeimpiin tuloksiin kuuluvat pohjan läheiseen vesimassaan muodostuvat haitta-ainepitoisuudet eri pituisten ajanjaksojen kuluessa (kuva 7).

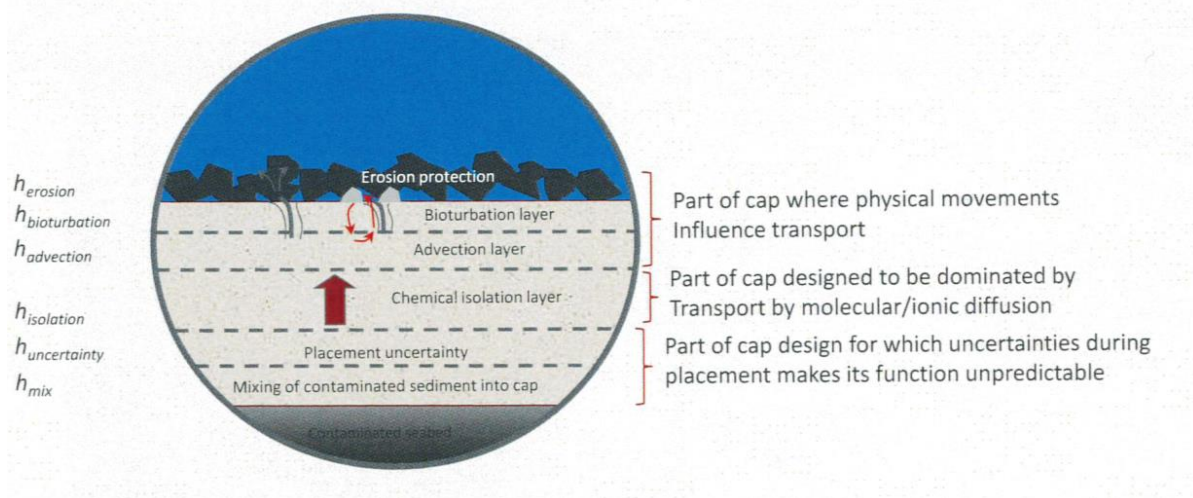


Kuva 6. RECOVERY-mallin huomioimat prosessit.

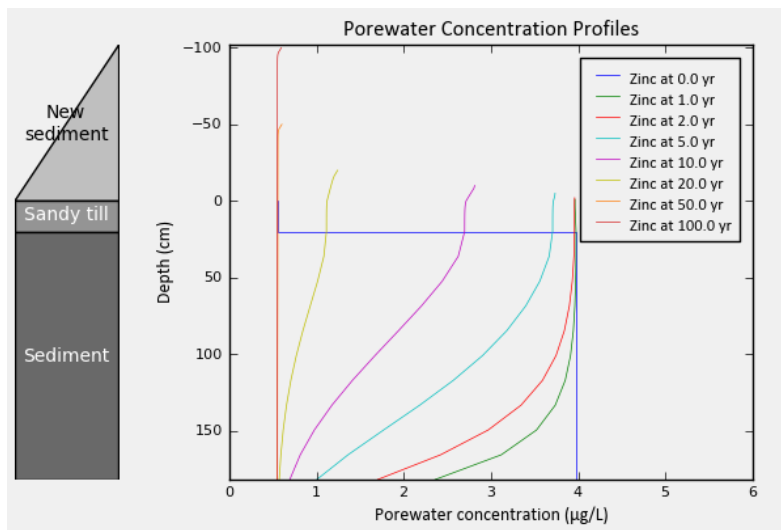


Kuva 7. Esimerkki RECOVERY-mallilla simuloidusta pohjan läheisen vesikerroksen bentso(a)antraseeni-pitoisuuden kehittämisestä sedimentin meriläjityksen jälkeen (Lähde: Sitowise Oy).

Toinen sedimentin pintakerroksen prosesseja mallintava ohjelma on CapSim. CapSim (Shen ym. 2018) on alun perin 1990-luvulla U.S. EPA:n eristys-kerrosohjeistuksen perusteella kehitetty mallinnusohjelma, jonka kirjasto kattaa sekä yleisimmät epäorgaaniset että orgaaniset haitta-aineet. Uusimmat versiot (esimerkiksi 4.0) ovat erittäin monipuolisia ohjelmia, joka mahdollistavat simuloida haitta-aineiden kulkua sedimenttikerrosten läpi monenlaisissa ympäristöolosuhteissa. Mallilla voidaan simuloida myös metalleja, ja sen kirjastosta löytyvät ominaisuudet myös useimmille nykyisin käytössä oleville kaupallisille geotekstiileille. CapSim:in mallintamat kerrokset on esitetty yleistasoisesti kuvassa 8. Esimerkki simulaatiotuloksesta on kuvassa 9.



Kuva 8. CapSim:in simuloima kerrosrakenne.



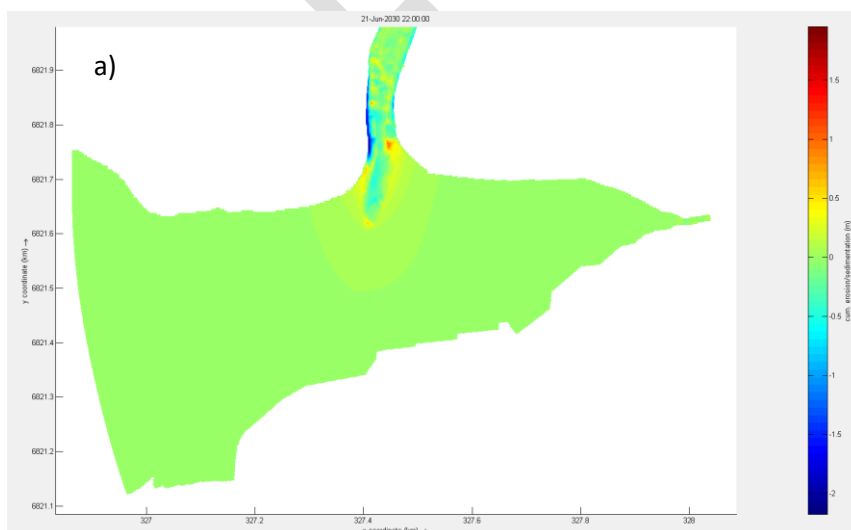
Kuva 9. Esimerkki CapSim-mallilla simuloidusta huokosveden sinkkipitoisuuden kehityksestä altaan pohjalla, kun sedimentti on peitetty ohutkerroksella moreenia ja läpäisevällä geotekstiilillä (Lähde: Sitowise Oy).

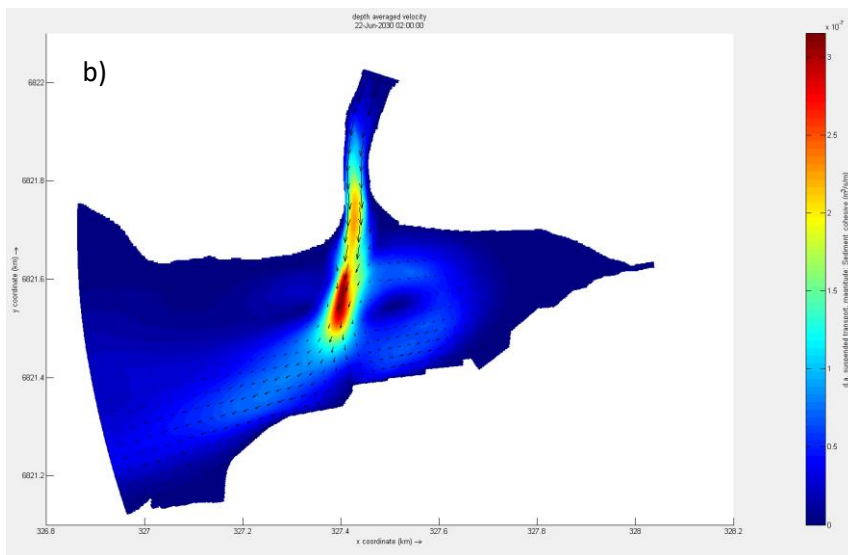
6.2.5 Partikkeleihin sitoutuneiden haitallisten aineiden kulkeutumisen mallinnus

Vesimassaan erilaisista häiriöistä johtuvien kiintoainekulkeutumien laskentaan on vakiintuneita tapoja, jotka perustuvat yleensä Liitteessä 5 esitettyyn kiintoainekulkeutumislaskelmaan (Rossi 2007), orgaanisten haitta-aineiden vesi-sedimentti-jakautumiskertoimiin sekä oletuksiin häiriön vaikutuksesta liikkeelle lähtevistä kiintoainepitoisuuksista (esimerkiksi Sitowise Oy 2022). Tämän kaltaiset laskelmat mahdollistavat vesimassaan muodostuvien pitoisuuksien viitearvovertailun.

Sedimentin kulkeutumismallinnuksiin on käytettävissä erilaisia, häiriötä simuloivia malleja kuten vanhempi ruoppausta simuloiva DREDGE (Hayes & Je 2000). Dredge -moduuli on kehitetty ruoppausten ympäristövaikutusten ennakoarvointiin. Sillä saadaan käsitys muodostuvan resuspensiopilven koosta ja vesimassaan muodostuvista partikkeleihin sitoutuneista ja liuenneista haitta-ainepitoisuuksista.

Partikkeleiden ja niihin sitoutuneiden haitta-aineiden kulkeutumista voidaan mallintaa moniin nykyaikaisiin virtausmallinnusohjelmistoihin sisältyvien kulkeutumismoduulien avulla. Esimerkiksi Delft3D-FLOW-ohjelmistoon sisältyvän Hydro-Morphodynamics-osan (Deltaires 2018) kulkeutumismalli pohjautuu hyvin laajaan kaavakirjastoon sekä monipuoliseen ja ajantasaiseen teoriaan. Kulkeutumismallinnus rakennetaan kohteen hydrodynaamisen mallin päälle. Keskeisiä sedimentistä kulkeutumismallinnusta varten annettavia lähtötietoja ovat sedimenttityyppi, tilavuuspaino, D50-raekoko ja pohjan morfologia ja sen karheus. Mallinnuksen tuloksena voidaan visualisoida hyvin monia parametreja, kuten koheesiosedimentin ja hiekkafraction kulkeutumista pohjakuormana ja suspendoituneena, leikkausjännistystä, pohjan morfometrian muutoksia ja eroosion / sedimentaation määrää. Kuvassa 10 on kaksi esimerkkiä Tammerkosken suulta Delft3D-ohjelmalla laskettuna.

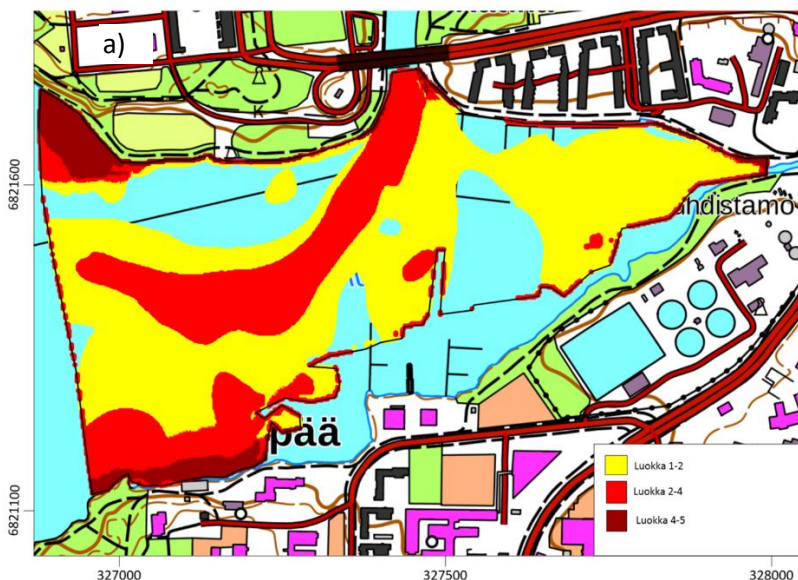




Kuva 10. Tampereen Viinikanlahden Delft3D FLOW-tuloksia Tammerkosken tuulettomalle HQ-tilanteelle. a) Kumulatiivinen eroosio / akkumulaatio (m), b) Suspendoituneen koheesiosedimentin määrä ($10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$) (Lähde: Sitowise Oy).

Esimerkiksi Jones ym. (2018) ovat demonstroineet ko. kaltaisten mallinnusten käyttöä jonkin tietyn häiriön ympäristövaikutusten arvioinnissa. Hieman yksinkertaisemman tavan pohjadynamiikan muutosten arviointiin on esittänyt Itkonen (2007 ja 2013). Siinä tuuliaaltokuljetuksen rajasyvyyksien, muiden virtausten pohjanläheisen kriittisen virtausnopeuden ja rinnejyrkkyyksien avulla muodostetaan kokonaiskuva kohdealueen pohjadynamiikan nykytilasta. Vertaamalla sitä tulevan tilanteen vastaavalla tavalla muodostettuun pohjadynamiikkamalliin saadaan käsitys pohjadynamiikan muutoksista, esimerkiksi haitallisesta eroosiosta tai turbidiittivöyryjen esiintymisestä.

Esimerkkejä tällaisesta tarkastelusta on kuvassa 11. Kulkeutumismallinnusdatan avulla voidaan muodostaa kokonaiskuva sedimentin ja haitta-aineen kulketuvista määristä. Virtavesissä kulkeutumismallinnus on suhteellisen suoraviivaista toteuttaa (esimerkiksi Kymijoen vesi ja ympäristö ry 2018). Edellä esitetyn kaltainen kulkeutumismallinnus mahdollistaa vastaavan kaltaisen tarkastelun myös järvi- ja merisysteemeissä (esimerkiksi Ramboll Finland Oy ja Esko Rossi Oy 2010).



7 Ekologisten riskien arviointi

Ekologisella riskillä tarkoitetaan haitallisia vaikutuksia, joita pilaantunut sedimentti saattaa aiheuttaa kyseisen vesistön pohjaeliöille tai yläpuolisessa vesipatsaassa eläville eliöille sekä kertyessään ravintoketjussa myös korkeamman trofiatason eläimille aina ihmisiin asti. Ekologiset riskit voivat kohdistua yksittäisiin eliöihin, populaatioihin, eliöyhteisöihin tai ekosysteemeihin. Riskit voivat todentua erilaisina haitallisina vasteina kuten häiriönä tietyn lajin elinkelpoisuudessa, lisääntymisessä tai lajilukumäärän vähenemisenä.

Ekologisten riskien arvioinnin rajaamisperusteita on kaksi. Ensinnäkin arviointi rajataan niihin haitallisiin aineisiin, jotka käsitteellisen mallin tai kulkeutumISRISKIN arvioinnin mukaan voivat aiheuttaa riskin niille altistuville eliöille tutkittavana olevassa kohteessa. Toiseksi tarkastelu rajataan haitta-aineisiin, joiden aiheuttamat vaikutukset ovat mitattujen tai laskettujen pitoisuuksien perusteella todennäköisimpiä ja vakavimpia. Vaihtoehtoisesti ekologisessa riskinarvioinnissa voidaan määrittää suoraan haitallisia vaikutuksia alueen eliöstössä (esimerkiksi biotestit tai lajistokartoitukset), jolloin ei välttämättä tarvita tarkkaa tietoa, mikä tai mitkä haitalliset aineet vasteen aiheuttavat. Vaikutusten arviointi on kohdennettu populaatio- ja yhteisötason vaikutuksiin kuten ravinnekiertoihin, eliöiden kuolleisuuteen, kasvuun ja lisääntymiseen (Pellinen *ym.* 2007, YM 2014).

Kemiaan ja ekotoksikologiaan perustuvia tutkimustuloksia täydennetään tyypillisesti biokertyvyyden, biomagnifikaation ja pohjaeläinekologian tutkimuksilla, jotka ovat tärkeitä indikaattoreita sedimentin laadulle (Simpson *ym.* 2005, Wenning *ym.* 2005). Subletaalin altistumisen ja vaikutusten biomarkkereita voidaan sisällyttää tutkimuslinjoina mukaan, jos ne edesauttavat arviointia. Lisätutkimusten kautta voi syntyä tarvetta lisänäytölle, jos

- sedimentissä esiintyy merkittävässä määrin sellaisia haitta-aineita, joille ei ole olemassa sedimentin kynnys- tai muita ohjearvoja,
- tutkittavassa paikassa havaitaan tuntemattomia haitta-aineseoksia,
- kemiallisen arvioinnin ja toksisuustestien tulokset ovat hämmentäviä, myrkyllisyydestin tulokset eivät tue sedimentin ohjearvojen ylitystä tai myrkyllisyyttä havaitaan, vaikka mitään kynnys- tai ohjearvoja ei ole ylitetty,
- vaaditaan ekologista riskinarviointia joko historiallisesta, olemassa olevasta tai suunnitellusta toiminnasta, joka saattaa vaikuttaa sedimentin ekosysteemin tilaan,
- ympäristön ekologinen tilan ilmeinen huonontuminen edellyttää yksityiskohtaisempaa arviointia tai
- alue on laaja ja kunnostusvaihtoehdot kalliita, jolloin tavoitteena on kohdistaa kunnostustoimenpiteet vain niihin sedimentteihin, joiden on arvioitu olevan suurimpia vaikutuksia ekosysteemien tilaan.

Sedimenttien tapauskohtaisessa riskinarvioinnissa auttaa, jos aineiden biosaatavilla oleva osuus tiedetään ja vertailua kynnys- tai muihin viitearvoihin voidaan tehdä biosaatavilla olevasta osuudesta. Lisäksi on tehtävä vertailua vastaaviin referenssialueisiin sekä huomioitava muun muassa metallien osalta alueen taustapitoisuudet. Jos näiden vertailujen perusteella esiintyy epäily haittavaikutuksista, tulee ekologista riskinarviointia täydentää käyttämällä muun muassa:

- biotestejä (haitta-ainekohtaiset testit ja testit kohteen ympäristönäytteillä),
- biosaatavuuden osalta muun muassa bioligandimalleja (esimerkiksi Bio-met ja PNEC Pro, muun muassa Laamanen *ym.* 2019, YM 2018) ja muita laskentatyökaluja,
- malliekosysteemitutkimuksia,
- biomonitorointia ja biomarkkereita, biokertymistutkimuksia tai
- ekologisia tutkimuksia (esimerkiksi pohjaeläinkartoitukset).

Jos ekologisten riskien tapauskohtainen arviointi todetaan tarpeelliseksi kynnys- ja/tai vertailuarvojen ylittyessä, arvioinnissa on yleensä tarkoituksenmukaista käyttää useita erilaisia menetelmiä. Tällöin voidaan ottaa paremmin huomioon arvioinnin epävarmuus ja saada luotettavampi kokonaiskuva riskeistä, vaikka kaikkia menetelmiä varten ei olekaan saatavissa yksiselitteisiä vertailuarvoja (muun muassa Pellinen *ym.* 2007, YM 2014). Kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa tarkastellaan eri tutkimuksista saatuja tuloksia (Integrated Weight-of-Evidence assessment).

7.1 Haitallisen aineen biosaatavuuden määrittäminen

7.1.1 Metallien biosaatavuus vesiympäristössä

7.1.1.1 Pintavedet

Metallien ympäristöriskien arvioinnissa vesistöistä mitatut liukoiset eli suodatetut pitoisuudet on tarkoituksenmukaista muuntaa siten, että ne arvioivat biosaatavan osuuden merkitystä eliön altistumisessa. Tätä osuutta on vaikea mitata elektrodeilla tai standardianalysointilaitteilla ja tutkimuksen sekä tavanomaisen riskinarvioinnin avuksi on kehitetty työkaluksi mekanistisia malleja, jotka huomioivat sitoutuneen ja biosaatavan metallin osuuden, solukalvon läpäisystä kilpailevat muut ionit sekä eliöön kertyvän metallin osuuden (Merrington ym. 2016). Näiden niin sanottuja bioligandimallien (BLM), avulla laskettu biosaatava metallipitoisuus tai turvallinen liukoinen pitoisuus kertoo vesinäytteen haitallisuuden asteen eliöille. Mallien syöttöarvot koostuvat useista vedenlaatutekijöistä ja mitatuista liukoista metallipitoisuuksista. Täydelliset BLM-mallit vaativat tarkempaa tuntemusta vedenlaadusta ja niiden monimutkaisempi soveltaminen rajoittuu asiantuntijatasolle. Käytännön riskinarviointia varten on kehitetty malleja, jotka vaativat tietoa vain veden happamuudesta (pH), kalsiumin ja liuenneen orgaanisen aineen (DOC) pitoisuuksista. Yksinkertaisimmillaan malli voi arvioida haitattoman pitoisuuden pelkästään DOC-pitoisuudesta (Taulukko 6) (Leppänen 2019).

Taulukko 6. Mallien vaatimat parametrit biosaatavilla olevan osuuden laskemiseksi. Punainen väri osoittaa ehdottomasti vaaditun parametrin ja oranssi väri vaihtoehdoisen tiedon. Vaihtoehdoiset tiedot vähentävät mallin laskelmien epävarmuutta. Kovuuden perusteella voidaan laskea kalsiumin arvo.

Metalli	Malli	DOC	Kovuus	pH	Ca	Mg	Na
Cu	Biomet						
	M-BAT						
	PNEC-pro						
Zn	Biomet						
	M-BAT						
	PNEC-pro						
Ni	Biomet						
	M-BAT						
	PNEC-pro						
Pb	Biomet						
Cd	Kovuusyhtälö						

Euroopan yhteisössä on siirrytty nikkelin ja lyijyn vuosikeskiarvoon perustuvassa pintavesien vuosikeskiarvoisessa ympäristölaatuunormissa (AA-EQS) biosaatavaan pitoisuuteen. Määritettyjen metallipitoisuuksien muuntaminen biosaatavaksi tai turvalliseksi liukoiseksi pitoisuudeksi voidaan tehdä

kolmella viranomaiskäyttöön tarkoitettulla BLM-mallilla, jotka ovat kaikki excel-taulukkomuodossa ja vapaasti ladattavissa internetistä (Taulukko 6).

Kaikki mallit perustuvat toksisuustesti -aineistoihin, joiden tarkoituksena on selvittää vasteita aiheuttavat metallipitoisuudet erilaisissa vedenlaatuolosuhteissa. Tältä osin malleissa on rajoituksia, sillä ne on testattu eli kalibroitu tietyissä olosuhteissa, jotka eivät aina vastaa kovin hyvin pehmeitä ja happamia suomalaisia ja pohjoismaalaisia pintavesityyppejä. Vedenlaatuolosuhteiden ollessa kalibroitirajojensa ulkopuolella mallituloksia pitää tarkastella kriittisesti. Mallien soveltamisesta, erityisesti liittyen EU:n lainsäädännön vaatimuksiin, on valmistunut EU:n laajuinen ohjedokumentti (EC 2019). Samat lainalaisuudet metallien sitoutumisessa pätevät myös sedimenttien huokosvesissä. Pintavesien riskinarvioinnista opittuja menetelmiä voidaan soveltaa myös sedimenttiympäristössä.

7.1.1.2 Sedimentit

Raskasmetallien vahva taipumus sitoutua orgaanisiin ja epäorgaanisiin ligandeihin esimerkiksi partikkeleiden pinnoille tai humukseen johtaa niiden sedimentoitumiseen. Sedimenttien metallikuorman ympäristöriskien arviointiin ei toistaiseksi ole olemassa raja-arvoja lainsäädännössä, mutta samat lainalaisuudet vaikuttavat metallien käyttäytymiseen ja siten riskinarviointiin kuin pintavesissäkin. Sitovia ligandeja on vain enemmän ja olosuhteet ovat yleensä hapettomat. Jo 1980-luvulla on todettu, että sedimentin huokosvedessä vapaana olevat ionit muodostavat pääasiallisen biosaatan osuuden kokonaissedimenttipitoisuudesta. Toki sedimenttiä ravintona käyttäville eliöille partikkeleihin sitoutuneet metallit voivat olla toinen merkittävä niiden lähde.

Huokosveden metallipitoisuuksia voidaan käyttää avuksi arvioitaessa sedimenttien haitallisuutta yksinkertaisesti soveltamalla pintavesien ympäristölaatuunormia laskemalla riskikerroin.

$$C1/EQS1 \geq 1$$

Jos metallin i huokosvesipitoisuus ylittää sen pintavesille annetun ympäristölaatuunormin, on mahdollista, että haittavaikutuksia esiintyy. Menetelmässä on kuitenkin useita epävarmuustekijöitä. Pintavesien EQS perustuu pääasiassa pintavesilajien toksisuustestiaineistoon ja vaikkakin sukulaislajien vasteiden rinnastaminen toisiinsa on tavallista mallikäytössä, eroja todennäköisesti syntyisi sedimenttinormien muodostamisessa. Huokosveden kemiallinen laatu vaikuttaa metallien biosaataavuuteen samalla tavalla kuin pintavesissäkin ja erityisesti liukoinen hiili ja kationit pienentävät haitallista pitoisuutta ja siten BLM-mallien käyttö on perusteltua. Riskikertoimen ollessa yli yhden olisi kuitenkin perusteita tutkia sedimentin haitallisuutta. Sedimenttien ominaisuudet vaikuttavat kuitenkin vahvasti metallien käyttäytymiseen sillä orgaaninen aines, raudan ja mangaanin hydroksidit sekä hapettomissa oloissa sulfidit sitovat metalli-ioneita (Taulukko 7). On paljon viitteitä siitä, että sedimentissä olevien metallien biosaataavilla oleva osuus on yleensä alhainen. On esimerkkejä siitä, että 70–99 % puhtaissa sedimenteissä olevista metalleista ei ole biosaataavia. Suurin tapa arvioida sedimentissä olevien metallien biosaataavuutta, on suorittaa biokertymistestit kyseisille sedimenteille (Breedveld ym. 2018). Huokosveden haitallisten aineiden pitoisuuksien suora analyysi kertoo arvion biosaatan metallin määrästä mutta lähestymistapa ei voi olla muuta kuin yksi osatietoa tarjoava menetelmä.

Tärkeimmiksi metalleja sitoviksi tekijöiksi ovat osoittautuneet sulfidit ja orgaaninen hiili, joiden avulla voidaan yksinkertaisesti arvioida sedimentin metallien biologista merkitystä. Näitä taustamuuttuja voidaan käyttää hyödyksi rakennettaessa mekanistisia riippuvuussuhdemalleja. Toksisuutta kuvaavat ja ennustavat mallit sedimenttien metalleille ovat kuitenkin harvassa tai vasta kehitysvaiheessa. Lineaarinen regressiomalli, jonka perusteella voidaan määrittää turvallisia pitoisuusrajoja sedimentin olosuhteissa, on kehitetty nikkelille (Vangheluwe ym. 2013) sekä kuparille (OECD 2016). Tällaisissa tapauksissa tarvittavat parametrit ovat tieto sulfideista ja orgaanisen hiilen määrästä. Jos näitä ei tiedetä, voidaan käyttää niin kutsuttu pahinta skenaariota, jossa koko pitoisuus on biosaataavaa tai turvautua historialliseen mittaustietoon tutkittavalta alueelta. Suurimmalle osalle metalleista ei kuitenkaan ole toksisuuteen perustuvia malleja olemassa, eivätkä ne muutenkaan ole saavuttaneet suosiota laajemmassa käytössä. Käytännössä riskinarviointi perustuu metallien kokonaispitoisuuden ja kynnyksarvon vertailuun, ja alle jäävillä pitoisuuksilla haittavaikutuksia ei odoteta esiintyvän (esimerkiksi PNEC, EQS). Tässäkin tapauksessa

maksimoidaan biosaatavuus (alhainen AVS, alhainen orgaanisen hiilen pitoisuus) (OECD 2016). Silloin kun kokonaispitoisuudet ovat lähellä kynnsarvoa tai vain hieman sen yli, riskinarviointia on syytä tarkentaa sedimentin ominaisuuksien avulla hyödyntämällä tietoa metalleja sitovien yhdisteiden määristä (SEM-AVS menetelmä).

Taulukko 7. Tärkeimmät abioottiset tekijät, jotka vaikuttavat metallien biosaatavuuteen ja myrkyllisyyteen sedimentissä on esitetty taulukossa (OECD 2016).

Sedimentti	
Vaadittavat	Orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus (TOC)
	Sulfidit (AVS)*
	Al/Fe/Mn oksidit
Tukevat tiedot	Partikkelikoko (hiekkä, siltti ja savi)
	Huokosveden kemia (kokonais- ja liuenneet metallipitoisuudet, DOC, kovuus, johtavuus/suolaisuus, ammoniumioni jne.)

* Pääasiassa kaksiarvoisille metalleille (Hg, Cu, Pb, Cd, Zn, Ni), mutta myös yksiarvoisille metalleille (esimerkiksi Ag).

7.1.1.3 SEM-AVS konsepti

Sedimenteissä olevien metallien toksisuutta kuvastaa etupäässä vesiliukoisena esiintyvän metallin määrä. Koska metallit sitoutuvat muun muassa sulfideihin, pidetään riskinarvioinnin lähtökohtana usein metallin määrää suhteessa sulfideihin (Di Toro ym. 1990).

Haihtuvat sulfidit tai monosulfidit (Acid Volatile Sulfides, AVS) on osoitettu yhdeksi tärkeimmistä tekijöistä, joka säätelee kationisten metallien aktiivisuutta (Hg, Ag, Cu, Pb, Cd, Zn, Ni) ja metallin aiheuttamaa myrkyllisyyttä hapettomissa, että vähähappisissa sedimenteissä (Di Toro ym. 1990, Di Toro ym. 1992, US EPA 2005). AVS on ensisijaisesti toiminnallisesti määritelty, sulfideja mittaava parametri, joka uutetaan helposti sedimentin kylmäuutolla noin 1 M HCl-hapossa. Toinen mallin parametri on SEM (Simultaneously Extracted Metal), joka on samassa suolahappuutossa saatu metallipitoisuus. Jos läsnä on useita metalleja, on tarpeen käyttää termiä kokonais-SEM (Σ SEM). Menetelmässä mitataan haihtuvien sulfidiyhdisteiden (AVS) ja uutteesen liuenneiden metallien (SEM) molaariset pitoisuudet. Tulos viittaa mahdolliseen haitallisuuteen, jos SEM-AVS-suhde > 0 (kaava X). Tällöin sulfidit eivät kykene sitomaan kaikkea metallia ja osa jää vapaaksi ja mahdollisesti biosaatavaksi.

$$SEM_{Me, bioavailable} = SEM_{Me} - \Delta AVS_{Me}$$

Sovellettaessa SEM/AVS mallia tietyille metalleille, on huomioitava, että metallit "kilpailevat" sulfidiin sitoutumisesta. Tämä riippuu metalli-sulfidikompleksin liukoisuusrajasta, mitä alhaisempi liukoisuus kompleksilla on, sitä stabiilimpi MeS-kompleksi on. Elohopealla on siis suurin sitoutumistaipumus sulfideihin, jota seuraa hopea, kupari, lyijy, kadmium, sinkki jne., kunnes AVS on kulutettu loppuun (OECD 2016).

SEM-AVS-konsepti on onnistuneesti ennustanut haitattomuutta kokeellisesti spiikatuissa tai kentältä noudetuista likaantuneissa sedimenteissä. Sen sijaan tämä menetelmä on rajallinen ennustettaessa sedimentin toksisuutta. SEM-AVS-konsepti osoittaa, miten metallit ovat sitoutuneet sulfideihin eivätkä siten ole biologisesti käytettävissä mutta vaikka jotkut metallit eivät olekaan sulfideihin sitoutuneena se ei tarkoita, että ne aiheuttaisivat biologisia haittavaikutuksia. Havaittavat vasteet riippuvat vapaasti saatavilla olevasta metallista ja myös huokosveden metallien todellisesta biosaatavuudesta. Siksi SEM-AVS < 0 on hyvä ennustaja toksisuuden puuttumiselle, mutta SEM-AVS > 0 ei ole yksistään riittävä toksisuuden ennustaja. Tämä riippuu ylityksen suuruudesta ja biosaatavuuden kynnyksen ylitymisestä (De Jong ym. 2010, Lee ym. 2000). SEM-AVS-konsepti toimii pääasiassa vain kationeina esiintyville metalleille (esimerkiksi Cu²⁺, Zn²⁺, Pb²⁺, ...). Vaikka metallisulfidit voivat muodostaa suuren osan myrkyttömästä metallista, on otettava huomioon myös, että ylimääräinen metalli voi sitoutua orgaaniseen hiileen (OC) ja sedimentin rauta- ja

mangaanioksidit voivat edelleen vähentää biologisesti saatavilla olevan metallin osuutta. Nykyinen SEM-AVS-lähestymistapa saattaa yliarvioida biosaatavilla olevan metallin osuutta ja siten myös myrkyllisyyttä pohjaeliöille happipitoisessa sedimentin ohuessa pintakerroksessa, jossa on riittävästi rautaa ja mangaania (Costello ym. 2011).

Monosulfidien lisäksi myös orgaaninen hiili (OC) sitoo raskasmetalleja tehokkaasti ja metallisulfidi - sitoutumisen ulkopuolelle jääneet metalli-ionit voivat sitoutua sedimentin hiileen. Positiivisesti varautuneet metalli-ionit sitoutuvat herkästi negatiivisen pintavarauksen omaavaan orgaaniseen ainekseen, mikä vähentää metallien biosaatavuutta. Esimerkiksi kuparilla orgaanisen hiilen määrän on havaittu olevan yksi keskeisiä toksisuuteen vaikuttavia tekijöitä sedimentissä. Metallien biosaatavuuden arviointia voi siten tarkentaa edelleen ottamalla huomioon metallien jakautuminen liukoisien faasin ja sedimentin orgaanisen hiilen välillä. Orgaanisen hiilen osuudella (fOC) korjattu parametri erottelee akuutisti toksiset sedimentit haitattomista vielä paremmin kuin pelkkä SEM-AVS menetelmä. Tässä mallissa lähtökohtana on, että SEM-ylimäärä aiheuttaa toksisuutta, jos kyseinen ylimäärä ylittää myös orgaanisen hiilen sitomiskapasiteetin (kaava X) (Di Toro ym. 2001, 2005).

$$SEM_{x, oc} = (\Sigma SEM - AVS) / fOC \leq 130 \mu\text{mol/gOC}$$

f_{oc} = orgaanisen hiilen fraktio sedimentissä.

Sedimenttitestien perusteella 130 $\mu\text{mol/gOC}$ voi toimia raja-arvona, jonka ylittävät sedimentit saattavat olla akuutisti haitallisia pohjaeliöille siten että sedimenteissä välillä 130–3000 $\mu\text{mol/gOC}$ esiintyy sekä haitallisia että haitattomia näytteitä ja yli 3000 $\mu\text{mol/gOC}$ sedimentit ovat jo pääsääntöisesti akuutisti haitallisia (U.S. EPA 2005). Kroonisissa, pitkäaikaisissa altistuksissa haittavaikutuksia voi esiintyä jo 130–3000 $\mu\text{mol/gOC}$ näytteissä. Nämä hiilikorjaukseen perustuvat raja-arvot ovat suuntaa antavia ja erityisesti pidempiaikaisia vaikutuksia arvioitaessa suositellaan kroonisia biotestejä sedimenttien pohjaeläimillä.

7.1.2 Orgaanisten aineiden biosaatavuus (sedimentissä)

Monilla orgaanisilla yhdisteillä on vedessä taipumus kompleksoitua ja adsorboitua kiinteään aineeseen kanssa. Ilmiö liittyy aineiden ominaisuuksista vesipakoisuuteen ja samalla rasvaliukoisuuteen. Sedimentin orgaaninen aines tarjoaa rasvaliukoisille, erityisesti ionisoitumattomille aineille ”pakopaikan” ja mitä rasvaliukoisempi aine (korkeampi vesi-oktanoli jakaantumiskerroin; K_{ow}) sitä suurempi osuus aineesta sitoutuu sedimenttiin ja vähemmän jää vapaaksi huokosveteen. Ominaisuuden perusteella voidaan päätellä mitkä yhdisteet ovat merkityksellisiä riskinarvioinnissa. Orgaaninen hiili (OC) on merkittävin sitoja sedimenteissä mutta myös sähköisin varauksin varustetut hiukkaset (savi) voivat houkuttaa ionisoituvia orgaanisia yhdisteitä heikoilla sidoksilla. Käytännössä OC on kuitenkin riskinarviointityössä hyödynnettävien ominaisuus. Rasvaliukoisten aineiden (erityisesti $\log K_{ow} > 3$) sedimentin orgaaninen hiili – vesi jakaantumiskerroin (K_{oc}) on parametri, joka ennustaa sitoutumisen voimakkuuden ja toisaalta vapaaksi jääneen eli biosaatavan osuuden. Oktanoli – vesijakaantumiskertoimen avulla jakautumista voidaan ennustaa yksinkertaisesti olettamalla, että K_{oc} on yhtä kuin K_{ow} (Schwarzenbach ym. 1993, kaava).

$$C_p = \frac{C_s}{f_{oc}K_{oc}}$$

jossa,

C_s on aineen pitoisuus sedimentissä ($\mu\text{g/g kp.}$)

K_{oc} on orgaaninen hiili – vesi jakaantumiskerroin (ml/g OC)

f_{oc} on orgaanisen hiilen osuus (g OC/g kp.) ja

C_p on aineen pitoisuus huokosvedessä ($\mu\text{g/ml}$)

Tähän menetelmään ja havaintoon perustuu myös muun muassa laatu normien muodostamisessa käytettävä tasapainojakaantumisteoria (EqP-teoria, Di Toro ym. 1991), jonka oletuksena on, että huokosvedessä oleva aine on biosaatavaa ja vastaa mahdollisesta toksisesta vasteesta. Pintavesien laatu normeja voidaan silloin käyttää arvioimaan lasketun huokosvesipitoisuuden merkitystä. Kuten aikaisemmin on todettu, sedimentit ovat hyvin heterogeenisiä ja myös orgaanisen hiilen laatu vaikuttaa sen sitomiskapasiteettiin. Tuore, amorfinen hiili sitoo rasvaliukoisia aineita heikommin kuin vanha, tiivistynyt hiili (Weber ja Huang 1996) ja desorptiokokeiden avulla on havaittu (Leppänen ym. 2003), että aineiden desorptio eli irtoaminen tuoreesta hiilestä on nopeampaa. Tämä heikommin sitoutunut ainefraktio on se, joka käytännössä on tasapainossa huokosveden kanssa. Siten, yllä esitetty kaava voi yliarvioida huokosvesipitoisuudet hyvin rasvaliukoisilla aineilla, mikäli aineen analyysiin tarkoitettu liuotinuutto on tehokas. Tyypillisintä tämä on PAH-yhdisteillä, jotka usein ovat sitoutuneet palamisessa syntyneeseen mustaan hiileen, josta desorptio on hyvin hidasta (Cornelissen ym. 2005, Arp ym. 2009). Käytännössä kyse on pysyvistä, ei biosaatavasta ainefraktiosta. Siten, kinetiikka on isossa roolissa aineiden biosaatavuudessa ja tasapainokertoimet kuvastavatkin ”valetasapainotilannetta” (pseudoequilibrium) (Pignatello & Xing 1996). Samainen ilmiö selittää myös miksi ikääntyneissä sedimenteissä on pienempi biosaatavafraktio ja miksi tutkittavan aineen lisääminen (spiikkaminen) sedimenttiin tuottaa pienemmät jakaantumiskertoimet ja suuremman biosaatavuuden ja samalla antaa väärän kuvan aineen haitallisuudesta sedimenteissä.

Toinen biosaatavuuteen suuresti vaikuttava ilmiö, ja jota jakaantumismallit eivät ota huomioon, on pohjaeläinten ravinnonkäytön vaikutus. Eläimet käyttävät sedimentin hiilifraktiota ravintonaan ja prosessissa haitta-aineet vapautuvat suolessa mikä mahdollistaa niiden solukalvoläpäisyn ja biokertymisen. Mikäli orgaanisen materiaalin sulatus on tehokasta, aineiden rikastuminen on mahdollista jo tällä ensimmäisellä ravintoverkon tasolla (Gobas 1993).

Orgaanisten aineiden riskinarvioimisessa on hyvä ymmärtää, että tasapainomalleihin perustuvat ennusteet haitallisista pitoisuuksista eivät välttämättä ole kovin tarkkoja. Pilaantuneiden sedimenttien riskinarviointi hyötyisi myös orgaanisen hiilen tarkemmasta analysoimisesta (musta hiili) ja jakaantumismalleista, jotka ottavat huomioon hiilen laadun. Riskinarvioimisessa olisikin sen takia suositeltavaa käyttää myös muita menetelmiä, kuten biotestejä ja passiivisia keräimiä (luku x.x). Sedimenttien heterogeenisuuden ja usein ainesekoista koostuvan kontaminaation takia yleisten ympäristölaatu normien muodostaminen on vaikeaa. Kynnysarvojen ja lisätutkimusten avulla päästään luotettavampaan lopputulokseen.

7.1.3 Orgaanisten aineiden biokertyminen sekä rikastuminen ravintoketjussa

Biokertyminen on kemikaalin ominaisuus, joka saa sen kertymään ympäristöstä eliöihin. Rasvaliukoiset, niukasti veteen liukenevat kemikaalit etsiytyvät etenkin vesiympäristöissä lipidejä sisältävään aineeseen, esimerkiksi planktoniin. Orgaanisten aineiden biokonsentroituminen ja bioakkumulaatio ovat tärkeä osa kemiallisten riskien arviointia sekä tieteellisissä että lainsäädännöllisissä tarkoituksissa (Taulukko 8). Eliöstön kemikaalipitoisuudet, jotka ovat suuruusluokkaa korkeampia kuin vedessä ja sedimentissä, ovat tärkeitä useista syistä. Tällaiset korkeammat pitoisuudet voivat vaikuttaa haitallisesti eliöihin ravintoverkkojen läpi, varsinkin jos eliöiden sisäiset pitoisuudet saavuttavat myrkyllisiä tasoja. Sen sijaan, että mitattaisiin tavallisesti pieniä pitoisuuksia elottomassa ympäristössä, voi olla parempi mitata bioakkumulaatiosta johtuvat suhteellisesti korkeammat pitoisuudet eliöstössä, mutta tämä edellyttää tietoa näiden suhteellisten pitoisuuksien suuruudesta ja määräävistä tekijöistä. Bioakkumulaatiotutkimukset kuuluvat yleensä johonkin seuraavista luokista: ekosysteemin seuranta, laboratoriotestit kontrolloiduissa olosuhteissa, massatasapainon mallintaminen sekä *in vivo* ja *in vitro* ADME (absorption, distribution, metabolism, excretion) -tutkimukset (MacKay ym. 2018).

Taulukko 8. BCF:n, BAF:n, BMF:n ja TMF:n määritelmät (Mackay ym. 2018)

Biologinen kertyvyystekijä	Määritelmä
Biokonsentraatiokerroin (BCF)	Aineen kertyvyys eliöön suhteessa vesiympäristön pitoisuuteen tasapainotilassa. Biokonsentraatiokerroin lasketaan jakamalla eliön pitoisuus aineen vesipitoisuudella. Kirjaimellisesti biokonsentroituminen on passiivista jakautumista eli diffuusiota ympäröivän aineen ja organismin välillä

Bioakkumulaatiokerroin (BAF, BSAF)	Aineen pitoisuus eliössä suhteessa sedimentin pitoisuuteen (BAF) myös eliön rasva- tai sedimentin hiilipitoisuudella normalisoituna (BSAF). Bioakkumulaatioon sisältyy yhdisteiden kulkeutuminen myös ravinnonsaannin kautta
Biomagnifikaatiokerroin (BMF)	Aineen kertyvyys alemmasta ylemmän trofiatason eliöön (esimerkiksi kalan vertaaminen pohjaeliöihin). Ravinnon ja kuluttajan pitoisuuksien suhde.
Trofiamagnifikaatiokerroin (TMF)	Keskimääräinen BMF useiden trofiatasojen ravintoverkostossa

Aineita, joiden biokertyvyystekijä (BCF) > 2000 l/kg, pidetään biokertyvinä ja aineita, joiden BCF > 5000 l/kg, pidetään erittäin biokertyvinä. Myös muita edellä mainittuja kertoimia esimerkiksi BAF, BMF tai biologisia puoliintumisaikoja voidaan käyttää näiden päätelmien tekemiseen (Euroopan komissio 2018).

Sekä BCF että muut jakaantumiskertoimet (sedimentin pitoisuus:huokosveden pitoisuus; Kd) ovat yksinkertaisimmillaan aineen vesiliukoisuuden funktioita. Tämä liukoisuus voidaan ilmaista veden ja oktanolin välisenä jakautumiskertoimenä, Kow, joka on olemassa useimmille vaarallisille aineille. Korkea Kow tarkoittaa, että aine on hydrofobinen, liukenee veteen rajoitetusti ja sillä on taipumus kertyä organismien rasvakudokseen. BCF liittyy vesi/oktanolijakaantumiskertoimeen Kow esimerkiksi seuraavasti (Esimerkiksi EC 2003):

$$\log \text{BCF} = 0,85 \log \text{Kow} - 0,70 \text{ (X,4)}$$

Tämä suhde pätee kuitenkin vain tiettyyn log Kow -arvoon (= 6) asti, jossa BCF saavuttaa ylärajan ja laskee sitten uudelleen (EC 2003).

Lipideihin eli rasvan määrään normalisoidut pitoisuudet ovat osoittautuneet toimiviksi tutkittaessa biokertymistä ravintoverkoissa, osittain siksi, että ne ovat verrannollisia fugasiteettiin, jolloin aineen tasapainotila veden, sedimentin ja eliöiden välillä voidaan paljastaa vertaamalla lipidillä normalisoituja tai orgaanisella hiilellä normalisoituja pitoisuuksia. Tavallisesti mitataan ja raportoidaan sekä pitoisuus suhteutettuna märkäpainoon ja rasvan määrään (MacKay ym. 2018). Laskentakaavat ja tarkemmat vaatimukset eri laskentatapojen käytölle on esitetty tarkemmin lähteessä MacKay ym. (2018), huomioiden biotransformaatio, fugasiteetti jne.

Jos biokertymistä kuvaavat parametrit normalisoidaan lipidifraktioon, kuten yleensä tehdään hydrofobisille aineille ja yhdisteille, täytyy lipidifraktion osuus olla tiedossa. Samoin jos bioakkumulaatio muuttujat ilmaistaan kuivapainona, kuten usein metallien ollessa kyseessä, täytyy kuivapaino fraktio olla tiedossa. Molempiin voidaan käyttää myös oletusarvoja, on kuitenkin huomattava, että on aineita, joille erilainen normalisointi on sopivampi, kuten proteiinin normalisointi perfluoratuille yhdisteille (PFC). Kaloille on ehdotettu käytettäväksi lipidipitoisuuden oletusarvona 5 % (ECHA 2014, OECD 2012) ja vastaavasti, kohtuullinen oletusarvo pienille linnuille ja nisäkkäille on 10 % (Hendriks ym. 2001, Hendriks ym. 2005). Euroopan komission ohjeessa ehdotetaan simpukoille oletusarvoksi 1 % lipidipitoisuutta normalisointia varten perustuen useisiin tieteellisiin tutkimuksiin (Euroopan komissio 2018). Proteiinifraktion oletusarvoiksi on ehdotettu 10 % selkärangattomille, 18 % kaloille ja 21 % linnuille ja nisäkkäille (Hendriks ym. 2005).

Euroopan komission EQS-TGD:n nro 25 ja 27 ohjeisiin (Euroopan komissio 2011 ja 2018) sisältyvät biokertymis- ja sekundaariset altistumisreitit ovat yhdenmukaisia Euroopan komission TGD:n (EC 2003) ja REACH-ohjeiden (ECHA 2008) kanssa. Kyseisissä oppaissa ravintoketju makean veden ekosysteemeissä määritellään seuraavasti:

vesi → vesieliöt → kala → kalaa syövä saalistaja

Petoeläimet ovat enimmäkseen lintuja tai nisäkkäitä, vaikka suurten petokalojen ravinnonkäyttö tutkimukset saattavatkin olla eliöstöön perustuvan ympäristölaatuunormin perustana, jos niitä on saatavilla (Euroopan komissio 2011).

Kemikaalin siirtymistä ympäristöstä ylöspäin ravintoketjussa voidaan kuvata biokonsentraation ja biomagnifikaation kautta. Biomagnifikaatiokerroin ilmaisee ravinnon kuluttajan ja sen ruokavaliioon kuuluvan eliön pitoisuuksien suhdetta ja tämän seurauksena se kattaa vain yhden trofiatason (esimerkiksi petokala, joka syö pienen kalan). Aineille, jotka biomagnifioituvat koko ravintoketjussa, voidaan määrittää trofiamagnifikaatiokerroin. Trofiamagnifikaatiokerroin (TMF) määritellään aineen keskimääräiseksi lisääntymiseksi ravintoketjun kullakin trofiatasolla. Se on siis biomagnifikaation kerroin yhdelle trofiatasolle. Seuraava esimerkki ravintoketjusta auttaa selittämään:

vesi → levät → vesikirput → pienet kalat → petokalat → kalaa syövä petoeläin

TT 1	TT 2	TT 3	TT 4	TT 5
BCF	TMF	TMF	TMF	BMF

Bioakkumulaatiokerroin 4. trofiatason kalalle (TT4) on TMF 3, kuvastaen haitallisen aineen rikastumista ravintoketjussa. Trofiatasolla 4 olevat kalat valitaan eliöstöön perustuvan laadunormin perustaksi.

On kuitenkin olemassa myös useita syitä havainnoida muiden lajien kuin vain kalojen bioakkumulaatiopotentialia (esimerkiksi simpukat ja äyriäiset). Jos metabolia tai biotransformaatioikyky on tehokkaampi ylemmillä trofiatasoilla, kuten on kaloilla PAH-yhdisteiden kanssa, voivat vesieliöt alemmilla trofiatasoilla akkumuloida ainetta korkeampina pitoisuuksina kuin kalat. Tätä prosessia kutsutaan biolaimenemiseksi (esimerkiksi Wan ym. 2007). Lisäksi aineilla, jotka eivät rikastu ravintoketjussa mutta akkumuloituvat muilla mekanismeilla kuten metallit, voi ravintoketjun alemmilla tasoilla olla korkeampi bioakkumulaatiopotentialia (Van Herwijnen & Verbruggen 2014).

Olemassa olevat altistumismallit vaihtelevat erittäin yksinkertaisista, perustuen akkumulaatiokertoimiin sedimentistä eliöstöön (BSAF) aina monimutkaisiin ravintoverkkomalleihin. Biokertymisen ravintoverkkomallinnusta on kehitetty erityisesti Kanadassa (Arnot & Gobas 2004), Heidän mekanistinen malli ei ole monimutkainen vaan sisältää tärkeimmät bioakkumulaatioprosessit mutta tarvitsee kuitenkin huomattavan määrän luotettavia lähtötietoja (Tietolaatikko X). Mallilla kuvataan haitallisten aineiden pitoisuus eliöstössä haitallisten aineiden saanto- ja poistoprosessien massatasapainona. Haitallisten aineiden saantomekanisminein toimivat ravinnonotto ja hengitys ja poistaminen tapahtuu metabolian, erityksen ja hengityksen kautta. Malli huomioi myös kasvun takia tapahtuvan laimenemisvaikutukset. Malli voidaan esittää kaavalla:

Eliön pitoisuus (CBiota) = $(\text{saanto} \cdot \text{hengitys} + \text{veden pitoisuus} + \text{saanto ravinto} \cdot \text{saaliin pitoisuus}) / (\text{eliminaatio} + \text{ulosteet} + \text{kasvu} + \text{metabolia})$. Muita tunnettuja ravintoverkkomalleja ovat muun muassa US EPA:n AQUATOX, fugasiteettimallit (Mackay 2001) SimpleBOX (Vermeire ym. 1997) ja OECD Overall Persistence and Long Range Transport Potential Screening Tool (Wegmann ym. 2009).

Ravintoverkkomallinnus on luotettavampi kuin esimerkiksi yksinkertainen BSAF jakaantumiskerroin mutta vaatii huomattavasti enemmän lähtötietoja soveltuen parhaiten käytettäväksi paikallisesti tai alueellisesti (Figueiredo ym. 2014, Euroopan komissio 2018).

Kohdekohtainen bioakkumulaatiomalli

AQUAWEB v1.1 tarjoaa kohdekohtaisia arvioita kemikaalipitoisuuksista ravintoverkon eliöille, lähtien haitallisten aineiden pitoisuuksista vedessä ja sedimentissä (Arnot & Gobas 2004). Malli on esitetty nopeusvakion muodossa ei-ionisten hydrofobisten orgaanisten aineiden biokertymisen arvioimiseksi tasapainotilassa. Malli laskee aineiden saantonopeudet eläinplanktonille, vedessä eläville selkärangattomille ja kaloille vedestä ja ravinnosta sekä aineiden poistumisnopeudet veteen, ulosteisiin ja kasvun aiheuttaman pitoisuuden laimenemisen. Luotettavia metabolisia transformaationopeustietoja voidaan myös sisällyttää aineen poistumismekanismeiksi. Malli on arvioitu perustuen empiiriseen tietoon sisältäen yhteensä 1019 havaintoa, 35 lajia ja 64 haitallista ainetta. Ohjelma on excel työkirja muodossa ja ladattavissa vapaasti.

Ohjelma vaatii seuraavat tiedot analyysia varten:

Kemiallisia ominaisuuksia:

- oktanoli-vesi-jakaantumiskerroin (KOW)

Paikkakohtaiset ympäristöominaisuudet:

- veden keskilämpötila
- hiukkasten orgaanisen hiilen pitoisuus vedessä
- liunneen orgaanisen hiilen pitoisuus vedessä
- suspendoituneiden kiintoaineiden pitoisuus vedessä
- sedimentin orgaanisen hiilen pitoisuus
- kemiallinen pitoisuus vedessä
- sedimentin kemiallinen pitoisuus

Paikkakohtaiset biologiset ominaisuudet:

- organismin märkäpaino
- organismin lipidipitoisuus
- organismien ravinnokäyttötavat

Käyttötarkoitukset

Paikkakohtaisilla malleilla on tarkoitus arvioida ionittomien hydrofobisten orgaanisten kemikaalien kemikaalipitoisuuksia ja niihin liittyviä biokertyvyystekijöitä (BCF), bioakkumulaatiota (BAF) ja kertymistä sedimentin eliöihin (BSAF). Malli on hyödyllinen arvioitaessa altistumista vedessä ja sedimentissä oleville aineille ja aineiden aiheuttamia riskejä vesiekosysteemien eliöille ja korkeamman trofiatason organismeille, mukaan lukien ihmiset. Mallit ovat rajallisia kemiallisten pitoisuuksien laskemisessa vesimakrofyytilajeissa, levisissä, kasviplanktonissa, eläinplanktonissa, selkärangattomissa ja eri trofiatasojen kaloissa.

Paikkakohtaiset mittauksia voidaan sisällyttää analyysiin mallin suorituskyvyn arvioimiseksi ja parantamiseksi. Mallin kotisivut: [https://www.sfu.ca/rem/toxicology/our-](https://www.sfu.ca/rem/toxicology/our-models/aquaweb.html)

[models/aquaweb.html](https://www.sfu.ca/rem/toxicology/our-models/aquaweb.html)<https://www.sfu.ca/rem/toxicology/our-models/aquaweb.html>

7.1.4. Biokertymisen mittaaminen indikaattorilajeista

Tutkittavan alueen eliöstö voi olla suorassa kosketuksessa haitallisten aineiden pilaamaan sedimenttiin ja/tai käyttää ravinnokseen kasvi- tai eläinperäistä materiaalia, joihin haitallisia aineita on kerääntynyt. Haitallisten aineiden ja näiden hajoamis/metaboliatuotteiden mittaaminen eliöistä tarjoaa arvokasta tietoa altistumisen tasosta (Radovic ym. 2012). Kohonneet kudospitoisuudet kertovat yhdessä mahdollisten biologisten vaikutusten kanssa merkittävästä altistumisesta haitallisille aineille.

Eliöstö on erinomainen matriisi kemiallisille analyysille, sillä rasvahakuisilla yhdisteillä on taipumus kertyä kudoksiin, antaen arvokasta tietoa haitallisen aineen biokonsentraatiosta, bioakkumulaatio ja/tai biomagnifikaatio taipumuksesta tiettyssä taksonomisessa ryhmässä. Esimerkiksi simpukoista, suvun *Mytilus* simpukoita on yleisesti käytetty bioindikaattoreina. *Mytilus* suvun simpukat suodattavat ravintoa aktiivisesti ja samalla simpukat keräävät itseensä sekä orgaanisia että epäorgaanisia haitallisia aineita. Kyseiset simpukoiden sääntelymekanismit myös vähentävät haitallisten aineiden määrää eliössä varsin hitaasti. Paitsi kudostutkimuksia kentältä kerätyistä simpukoista, voidaan simpukoita myös häkittää potentiaalisesti pilaantuneen kohteen lähellä ja mitata simpukoihin kertyneitä haitallisia aineita. Toki myös selkärangkaisia käytetään arvioitaessa aineiden biokertymistä. Kaloilla (jossain tapauksissa myös linnuilla) tehdään kudostutkimuksia ja haitallisia aineita ja näiden metaboliitteja määritetään verestä, maksasta ja sapesta. Harvemmin tehdään mikro- tai makrolevivistä määrityksiä (Radovic ym. 2012). Myös mitatessa pitoisuuksia eliöstä tulee tehdä vertailua taustapitoisuuksiin tai vastaaviin puhtaisiin alueisiin. Vertailu tulisi tapahtua käyttäen samoja lajeja, koska eri lajeilla on erilainen bioakkumulointi taipumus (Radovic ym. 2012). Hyviä bioindikaattorilajeja ovat alueella riittävän suurina määrinä esiintyvät lajit, ekosysteemin toiminnan ja rakenteen kannalta avain asemassa olevat lajit, herkäät lajit, taloudellisesti tärkeät lajit ja suojelun kannalta tärkeät lajit. Tarvitaan hyvä ymmärrys valitun lajin biologiasta, helpottaen bioakkumulaatiotulosten tulkintaa. Suositeltavia monitoroitavia lajeja ovat sellaiset, joiden biologiset vasteet tunnetaan hyvin ja joista on riittävästi taustatietoa olemassa sekä joita käytetään biomonitorointiin yleisemminkin. Bioindikaattorilajiksi valitaan mieluiten alueella laajalti esiintyvä laji, jolla ei ole taipumusta liikkua pidempiä matkoja, ja joiden kerääminen näytteitä varten on helppoa. (Kerambrun ym. 2005).

Kaloista selvitetään usein haitallisten aineiden pitoisuuksia pyrkimyksenä selvittää, kertyvätkö sedimentissä havaitut aineet ravintoketjussa ja muodostavatko ne riskin ihmisten terveydelle. Kalat kuitenkin liikkuvat ja etsivät ravintoa laajoilta alueilta, ja siksi ne altistuvat mahdollisille haitallisille aineille suhteellisen suuressa alueellisessa mittakaavassa. Tietystä paikasta pyydetty näytekala osoittaa altistumisen koko ympäröivällä alueella. Erityisesti laajoilla vesialueilla on syytä ottaa näytteitä osa-alueilta. Näytteenotto paikan sijainnit tulee huomioida käsitteellisen mallin laatimisen yhteydessä. Paikan valinnassa huomioitavia tekijöitä ovat kalastajien kohdealueet, paikat, joissa sedimentteihin liittyviä lajeja todennäköisesti esiintyy, sedimentin haitallisten aineiden esiintymisen spatiaaliset kuviot, elinympäristö, syvyys, morfometria (esimerkiksi osa-alueet, kanavat tai satamat) ja näytteenottomahdollisuus. Pienillä vesialueilla kaikki näytteet voidaan ottaa yhdestä paikasta edellä mainitut seikat huomioiden. Pienissä kohteissa näytteenotto kannattaa keskittää lajeihin, joilla on pienet ravinnonhakualueet (esimerkiksi ahven). Varmuuden vuoksi näytteitä voi kerätä myös lähialueilta, jos altistumista voi jossain määrin tapahtua myös tutkimusalueen ulkopuolella. Kaloilla esiintyy myös vaihtelu rasvanmäärässä kausivaihtelun ja muun muassa lisääntymisaikojen mukaan. Yleensä rasvapitoisuus on korkeimmillaan lisääntymisaikana ja tällöin yleensä myös haitallisten aineiden pitoisuus on korkeimmillaan. Näytteet tulisi kerätä silloin kun haitallisten aineiden pitoisuudet ovat suurimmillaan. Tavoitteena on lisäksi saada tietoa vallitsevasta tilasta, minkä vuoksi aineiston ei saisi olla yli 5 vuotta vanhempaa (Bay ym. 2021).

Kalojen sisältämien haitallisten aineiden arvioinnin tulisi perustua tilastollisesti edustavien näytteiden ottamiseen kalapopulaatiosta, joka voidaan saavuttaa riittävän suurilla otosmäärillä. Yhdistämällä näytteitä useista yksilöistä laboratorioanalyysiä varten voidaan lisätä edustavuutta. Yhdisteltäessä kudostutkimuksia useilta yksilöiltä samat lajit yhdistetään ennen kemiallista analyysiä.

Yhdistelmänäytteiden tulee täyttää seuraavat neljä vaatimusta:

1. Yksilöiden tulee olla samasta kalalajista
2. Kalojen tulee olla samasta yleisestä keräyspaikasta ja keräystapahtumasta
3. Yksilöiden tulee edustaa samaa koko luokkaa
4. Kaloista otetaan samansuuruinen näyte

Jos kaloja yhdistellään kemiallisiin analyyseihin, tulee kokoomanäyte muodostua 3-5 yksilöstä (Bay ym. 2021)

7.2 Biotestit sedimenttien riskejä arvioitaessa

7.2.1. Yleistä

Biotestit tai ekotoksikologiset testit tarkoittavat laboratoriossa suoritettavia kokeita, joilla mitataan sedimentin akuuttia, subakuuttia tai kroonista haitallista vaikutusta testieliöihin tai kasvatettaviin solulinjoihin. Tällaiset testit mahdollistavat muun muassa yhteisvaikutusten eli useiden haitta-aineiden yhtäaikaisten vaikutusten tutkimisen ja testit auttavat myös osoittamaan sedimentin myrkyllisyyden, vaikka haitallinen aine olisi tuntematon. Yleisimmät testit kattavat akuutin ja pitkäaikaisen myrkyllisyyden, biokertyvyyden, hormonaaliset vaikutukset, vaikutukset lisääntymiseen, karsinogeenisuuden ja mutageenisuuden. Biotestit ja ekotoksikologinen tieto voivat tarjota lisäarvoa sedimentin kestäväälle hallinnalle ja vähentää ratkaisevasti niin sanottuja väärin ja kalliiden päätösten mahdollisuutta (Heise ym. 2020).

Yksinkertaisimmillaan mitattu testiparametri, jota ekotoksikologiassa usein kutsutaan "päätepisteeksi", on käytetyn organismin kuolema. Konsentraatiota tai laimennusta, joka vaaditaan tappamaan 50 % testiorganismeista tietyn ajan kuluessa, esimerkiksi 24 tai 96 tunnin aikana lyhytaikaisissa akuuteissa toksisuustesteissä ja useiden kuukausien ajan kestävässä pitkäaikaisissa kroonisen altistuksen testeissä, kutsutaan "tappavaksi" pitoisuus" (LC50). Biotestauksen nykytrendi on kuitenkin käyttää herkempiä päätepisteitä kuin kuolleisuus, ja niin sanottuja subletaalisia vaikutuksia mitataan ja ilmaistaan nykyään useammin termillä "vaikuttava pitoisuus" (EC). Subletaalit päätepisteet sisältävät muutoksia käyttäytymisessä, kasvussa, lisääntymisessä ja myös biomarkkereissa, jotka edustavat erilaisia biologisia vaikutustasoja aina geeniekspressiosta populaatiovaikutuksiin saakka.

Pidempi aikainen altistus on katsottu EU vesipuitedirektiivissä tärkeämmäksi altistustavaksi kuin akuutit, hetkelliset pitoisuudet ja tämä näkyy painopisteenä vuosikeskiarvoon perustuvien ympäristölaatumormien asettamisessa. Erityisesti sedimentin vaikutuspiirissä eläville eliöille tämä on tärkeää, sillä sedimentit keräävät pysyviä haitta-aineita. Tavallisesti pitoisuus-vaste-käyrän perusteella lasketaan EC50-arvo, joka ilmaisee altistuspitoisuuden, joka antaa 50 %:n vaikutusvasteen verrattuna kontrolliin (nollapitoisuus). Myös mikä tahansa muu EC-arvo, kuten EC10 tai EC20, voidaan laskea. EC-arvojen lisäksi voidaan saada myös muita myrkyllisyyden arvioinnissa yleisesti käytettyjä parametreja, kuten "ennustettu vaikutuspitoisuus" (PEC), "ennustettu vaikutukseton pitoisuus" (PNEC), "matalin havaittu vaikutuspitoisuus" (LOEC) ja "ei havaittua vaikutusta pitoisuus" (NOEC) sekä niiden suhteet.

Biotestien tärkein muoto on testata ympäristönäytteitä sellaisenaan (kuten sedimenttiä) tai eristämällä tai konsentroimalla vesi- tai uutenäyte, jota voidaan käyttää tiettyjen testityyppien kanssa selvittämään esimerkiksi sekoitteen toksista mekanismeita. Ympäristönäytteitä suoraan käyttävien biomääritysten lisäksi on mahdollista arvioida aineen riskiä myös laboratoriotoksisuustesteillä, joissa ainetta lisätään testimatriisiin. Tällöin testataan yksittäisen kemikaalin tai sekoitteiden vaikutusta.

Testi tulee tehdä mielellään standardilajeilla, jotka edustavat mahdollisen koalueen eliöstöä ja ovat myös herkkiä aineelle. Vaihtelevuuden kontrollien sisällä tulee olla vähäistä ja testin tulee olla toistettavissa (Hook ym. 2016). Ihannetapauksessa kokeisiin tulisi sisältyä sekä akuutteja että kroonisia kokeita ja testejä, joissa ovat mukana letaalit ja subletaalit päätepisteet (esimerkiksi kasvu, kehitys ja lisääntyminen), jotta herkimvät päätepisteet/lajit voidaan kattaa. Käytössä olevat myrkyllisyystestit perustuvat tyypillisesti kansallisiin ja kansainvälisiin standardeihin (SFS, ISO, EN), ja esimerkiksi EU:n REACH asetuksessa sekä muiden eri lainsäädännöllisten alueiden kemikaalien testaus suoritetaan OECD:n teknisten ohjeiden

mukaisesti. Myös Yhdysvaltojen (EPA, ASTM) ja Kanadan (Environment Canada) ohjeita voidaan soveltaa, vaikka ne eroavat joissakin osissa EN- ja ISO-standardista.

Suurin osa testiprotokollasta on standardoitu makean veden olosuhteisiin, mutta saatavilla on myös meriympäristöön räätälöityjä biotestejä. Erilaisten testiorganismien, päätepisteiden ja kokeellisten vaatimusten suuren vaihtelun vuoksi näytteen toksisuuden vertailu eri menetelmillä on usein kaukana yksinkertaisesta. Jotta vertailukelpoisuus olisi jonkin verran mahdollista, jokaiselle testille on kehitettävä erityiset arviointikriteerit ja kynnsarvot (Lehtonen ym. 2018). Tämä toteutuukin parhaiten kansainvälisesti standardoitujen testiohjeiden kautta. Biotestien käyttö on Suomessa harvinaista mutta joskus niitä sovelletaan kunnallisten ja teollisuuden jätevesien myrkyllisyyden seurantaan tavanomaisen kemiallisen analytiikan rinnalla. Biotesteillä on kuitenkin monia käyttötarkoituksia ja etuja:

- 1. Biotestit toimivat tilanteissa, joissa sedimentin haitta-aine on tuntematon, osoittamaan biologista haittavaikutusta**
- 2. Biotestit kertovat myös useiden haitta-aineiden yhteisvaikutuksesta**
- 3. Biotesteillä voidaan osoittaa sedimentin haitta-aineen vaikutusta ja myrkyllisyyttä tietyille eliöryhmällä**
- 4. Lajien herkkyydet vaihtelevat ja onkin suositeltavaa käyttää useita testilajeja, jolla voidaan luotettavammin osoittaa havaittu vaste.**
- 5. Biotesteillä on myös pyrittävä osoittamaan syy-seuraus suhde ja selvittämään vaikutuksen aiheuttaja**

7.2.2 *In vivo* -biotestit

Sedimentin myrkyllisyyttä voidaan arvioida altistamalla eliöt kokonaiselle sedimenttinäytteelle, sedimenttisuspensioille, sedimentin vesiutteille tai huokosvesinäytteille tai eri tavoilla saaduille orgaanisille liuotinuutteille (Nendza 2002). Näytteenvalmistusmenetelmä voi vaikuttaa merkittävästi biotesteissä lopulta esiintyviin kemikaaleihin. Yksinkertainen sekoittaminen veteen ilman erityistä fysikaalista tai kemiallista käsittelyä, kuten orgaanisten kemikaalien lisäämistä, johtaa luonnostaan sedimenttimatriisissa olevien aineiden erilaiseen (alempaan) uuttotehokkuuteen. Esimerkiksi aineet, jotka ovat tiukasti sitoutuneet matriisiin, eivät ole suoraan biosaatavia organismeille, eivätkä ne siten aiheuta myrkyllisyyttä. Toisaalta uuttaminen orgaanisilla liuotimilla voi johtaa sedimenttinäytteen todellisen myrkyllisyyden yliarviointiin. Toinen huomioon otettava näkökohta on, että näytteen myrkyllisyys johtuu harvoin yhdestä kemiallisesta yhdisteestä.

Sedimentin myrkyllisyyden biotestauksessa pohjaeläimet, kuten äyriäiset, katkat, harva- ja monisukamadot, kotilot, sekä simpukoiden (esimerkiksi osterit ja sinisimpukat) ja piikkinahkaisten toukat tai alkioit ovat laajalti käytettyjä. Nendza (2002) on koonnut meren biotestejä sedimenteille, ja se sisältää yllä olevien ryhmien lisäksi myös rataseläimiä, hyönteisiä, kaloja ja sammakkoeläimiä.

Itämerellä haitallisten aineiden saastuttamien sedimenttien biotestaus ei ole ollut laajalti käytössä, mikä johtuu osittain paikallisille lajeille sopivien menetelmien puutteesta. Alueen avainlajin, pohjaeläimen *Monoporeia affinis* käyttöä on kuitenkin tutkittu laajasti. Sedimenttien haitallisten aineiden vaikutuksia *M. affinis* lisääntymiseen on tutkittu käyttämällä organismeja sedimenttien biotestaukseen ja myös kenttätutkimuksiin haitta-aineiden pilaamilla alueilla (Sundelin ja Eriksson 1998, Sundelin ym. 2008 a, b, Reutgard ym. 2012, Löf ym. 2014). Kansainvälinen merentutkimusneuvosto (ICES) suosittelee menetelmää saastuneiden sedimenttien biologisten vaikutusten havaitsemiseksi kentällä (Sundelin ym. 2008b).

Koska *M. affinis* lisääntyy vain kerran elämänsä aikana (talvella), sen käytännöllisyys lisääntymishäiriöiden biotestilajina on rajallinen. Näiden tutkimusten erityisarvo on kuitenkin, että kaikilla katkoilla on samanlainen lisääntyminen ja alkionkehitys, *M. affinisille* kuvattua menetelmää voidaan soveltaa muihin Itämeren lajeihin, joilla on jatkuvampi lisääntymistapa, kuten *Corophium volutator* ja *Gmelinoides*

fasciatus sekä yleinen vieraslaji *Gammarus tigrinus*. Useat sammakkolajit, ovat tärkeitä pohjaeliöstön osia Itämeren rannikkoalueilla (esimerkiksi Riianlahti, Suomenlahti, Kuurin ja Veikselin laguunit). Näin ollen näitä lajeja on viime aikoina käytetty sedimentin myrkyllisyyden biotestauksessa Itämerellä (Berezina ym. 2017, Strode ym. 2017).

Myös Itämeren kotoperäistä makroleivää *Ceramium tenuicorne* käytettiin hyvin tuloksin sedimenttien testaamiseen (Eklund ym. 2016). Hankajalkainen *Nitocra spinipes* on käytetty laajasti useiden ympäristön haitallisten aineiden vaikutusten tutkimiseen käyttämällä fysiologiaa, kehitys- ja lisääntymispäätepesteitä sekä populaation kasvun ja genetiikan vasteita (Ribbenstedt ym. 2017). Kotiloista makean veden laji *Potamopyrgus antipodarum*, joka on ei-kotoperäinen laji Itämerellä, on osoittautunut hyödylliseksi biotestilajiksi erityisesti hormonaalisten häiriöiden suhteen (Duft ym. 2003).

7.2.3 In vitro -biotestit

Kokonaisten organismien käytön lisäksi on kehitetty molekyylietekniikoita ekotoksikologiseen biotestaukseen. Monissa näistä sovelluksista yleisesti käytetyt nisäkässolut ja mikro-organismit, kuten bakteerit ja hiivat, on rätätelöity geneettisesti tuottamaan valoa annosvasteella altistuessaan kemikaaleille. Näihin menetelmiin kuuluu dioksiinien ja/tai dioksiinin kaltaisten PCB:iden, (anti)estrogeniyhdisteiden ja (anti)androgeniyhdisteiden havaitseminen käyttämällä CALUX-määrityksiä (Chemical Activated Luciferase gene eXpression) (Murk ym. 1996, www.biodetectionsystems.com). Muita molekyyli-tason lähestymistapoja ovat monigeenisten ilmentymisprofiilien (mikrosirut, jotka parhaimmillaan sisältävät koelajin koko genomien) ja proteomiikan soveltaminen syntetisoitujen proteiinien induktioprofiileja käyttämällä (esimerkiksi Kosmehl ym. 2012). Näiden menetelmien soveltaminen on kuitenkin toistaiseksi suhteellisen harvinaista rutiinitestauksessa, mutta sen odotetaan lisääntyvän. Esimerkiksi, *in vitro* -menetelmät ovat osa Euroopan Unionin Vesipuitteiden kehitystyötä, jossa selvitetään EBM-menetelmien käyttöä ympäristön monitoroinnissa (EU 2021). Solu- ja kudostason testien vahvuutena on niiden kyky mitata vasteita, jotka paljastavat toksisen mekanismin. Sitä kautta voidaan parhaassa tapauksessa rajata aineet tai aineryhmät ja suunnata tunnistusanalytiikkaa ja torjuntatoimia oikein.

7.2.4 Testipatterit

Biotestien arviointitulosten perusteella ehdotetaan porrastettua testausta (Heise ym. 2020). Tällaisessa hierarkkisessa lähestymistavassa on edustettuina useita taksoneita, biologisia prosesseja ja altistumisreittejä. Siten testaus kattaisi solu-, laji-, populaatio- ja yhteisötasot. Toksikologisten tulosten merkitsevyys ja myös monimutkaisuus kasvaa hierarkian tasolla noustessa.

Pienen mittakaavan, monilajiset testit vaikuttivat lupaavalta lähestymistavalta erityisesti matalan tason seulontaan. Näitä tulisi edelleen kehittää käyttäen alueelle relevantteja testilajeja. Jotta kehitystyötä kannattaisi tehdä, ruoppausmassan tai sedimentin liittyvässä sääntelyssä tulisi arviointi perustaa pitoisuusraja-arvojen lisäksi biotesteihin. Vaikutusperusteiset menetelmät voisivat tarjota kustannustehokkaan lähestymistavan esimerkiksi silloin kun pääasialliset haitta-aineet on tunnistettu ja on olemassa ainespesifisiä testejä niiden haitan tason arvioimiseen. Samalla saadaan kuva aineiden biosaatavuudesta eli lajin altistumisesta sillä kemiallista määritystä varten tehty liuotinuutto yliarvioi biosaatavuuden. Silloin kun haitta-aineista ei ole tietoa tai on syytä epäillä useiden aineiden läsnäoloa, ovat *in vivo* biotestit erityisen hyödyllisiä (EU 2021).

Ekotoksikologiisiin testeihin liittyy epävarmuutta, mistä syystä ne eivät ennusta varmasti, mitä ympäristössä todellisuudessa tulisi tapahtumaan. Niiden avulla voidaan kuitenkin vakioiduissa olosuhteissa luonnehtia ympäristönäytteiden ominaisuuksia. Esimerkiksi laboratoriossa mitattu myrkyllisyys heijastaa sedimentin kykyä aiheuttaa vahinkoa tietyissä olosuhteissa osoittaen siten sedimentteihin liittyvän myrkyllisyyspotentiaalin. Ekotoksikologiset testit havaitsevat tehokkaammin haitallisten seosten ja tuntemattomien sekä tarkkailuun kuulumattomien kemikaalien vaikutukset. Myrkyllisyyden ohella ympäristövaikutuksia arvioitaessa on huomioitava myös eliöiden mahdollisuus altistumiseen (Heise ym. 2020) ja sitä kautta tapahtuva mahdollinen biokertyminen ja ravintoverkkokertyminen. Tätä koko ekosysteemin uhkaa olisi syytä arvioida mittaamalla testieliöiden kudospitoisuudet. Parhaiten se onnistuu altistamalla lajeja, jotka ovat massaltaan riittävän isoja ja altistuvat koko sedimentille käyttäen sen orgaanista

ainesta ravintonaan. Tärkeää on myös, että lajeille on saatavilla kansainvälisiä standardeja testiohjeiksi ja että testiyksilöitä on saatavilla. Näihin eliöryhmiin kuuluvat harva- ja monisukamadot ja katkat pienin varauksin.

Ekologisen merkityksen lisäämiseksi on mahdollisuuksien mukaan tärkeää valita biotestejä, jotka käyttävät paikallisia, mieluiten ekosysteemin kannalta keskeisiä lajeja (Taulukko 9). Tämä ei aina ole mahdollista, mutta sukulaislajeja ja saman elintavan omaavia on useimmiten saatavilla. Biotestit ovat parhaimmillaan herkkiä havaitsemaan erilaisia kemikaalien ja niiden seosten aiheuttamia myrkyllisiä vaikutuksia ja ovat siksi arvokkaita ympäristönäytteiden seulontavälineinä. Biotestien tulokset ovat harvoin samansuuntaisia mutta tämä tosiasia ei vähennä niiden hyödyllisyyttä sillä testipatterin käytön tärkein tarkoitus on löytää mahdolliset haittavaikutukset. Eri lajien herkkyys ja niiden elintavoista johtuva biosaatavuuden erilaisuus johtaa usein erilaisiin altistus – vaste suhteisiin. Tutkijan olisikin kerättävä tietoa monella eri tavalla ja sovellettava weight-of-evidence menetelmää (esimerkiksi Wallin ym. 2015), jolla voidaan arvottaa ja luokitella näytteitä. Menetelmässä täytyy hyödyntää myös kemiallisten määritysten kautta saatua tietoa. Tulosten tulkinta tilanteessa, jossa testien tulokset samalle näytteelle ovat vaihtelevia ja osin ristiriitaisiakin, vaatii kuitenkin huomattavaa pätevyyttä tuloksia arvioivilta henkilöiltä.

Taulukko 9. Suomalaisen sisä- ja murtovesisedimenttien testaamiseen soveltuvia ekotoksisuustestejä, joissa paino on standardoiduissa kroonisissa vasteissa.

SISÄVEDET					
In vivo/sedimentti					
Laji	Ryhmä	Vaste	Kesto	Tyyppi	Std/julk.
Myriophyllum aquaticum	Putkilokasvi	kasvu	10d	krooninen	ISO 16191:2013
Chironomus riparius	Hyönteinen	kasvu/aikuistuminen	10d/21-28d	krooninen	OECD 218/219/233
Lumbriculus variegatus	Harvasukamato	lisääntyminen/biokertyminen	28d	krooninen	OECD 225/315
Caenorhabditis elegans	Sukkulamato	kasvu, lisääntyminen	96h	krooninen	ISO 10872:2019
Hyalella azteca	Äyriäinen/katka	Kuolleisuus/kasvu/lisääntyminen	14d/28d/42d	akuutti/krooninen	ISO 16303:2013, ECC 2017
Heterocypris incongruens	Äyriäinen/kuoriäyr.	kuolleisuus/kasvu	6d	ak/subletaali	ISO 14371:2012
Kalan alkiot*	Kala	kehittyminen	96h-14d	ak/subletaali	OECD 236
In vivo/huokosvesi/elutriaatti					
Raphidocellis subcapitata	Vihervä	kasvu	72h	kr	ISO 8692:2012
Daphnia magna	Äyriäinen/vesikirppu	liikkumattomuus/lisääntyminen	48h/21d	akuutti/kr	ISO 6341:2012, 10706:2000, OECD 202/211
Kalan alkiot*	Kala	kehittyminen	96h-14d	ak/subletaali	OECD 236
In vitro/uutteet					

Umu C/Ames/Ames fluctuation testit	Bakteeri	genotoksisuus	2h-hours		ISO 13829:2 000, 16240:2 005, 11350:2 012
Kalansolutesti	kalan kidussolut	elinkelpoisuus	24h		ISO 21115:2 018
ER CALUX/YES/A- YES	Hiiva/ihmisen solulinjat	Estrogeenisuus	22h/24h		ISO 19040-1, -2, -3
DR CALUX	Nisäkässolulinja	dioksiininkaltainen aktiivisuus	24h		ISO/CD 24295**
ITÄMERI					
In vivo/sedimentti					
C tenuicorne	Makrolevä	kasvu		kr	Eklund 2016
Monoporeia affinis	Äyriäinen/katka	kehittyminen	14d	kr	Sundelin ym. 2008b
Ganmmarus tigrinus	Äyriäinen/katka	kehittyminen	28d	kr	Sundelin ym. 2008b
Nitocra spinipes	Äyriäinen/hankaja lkainen	kuolleisuus/kehittymine n	6-7d	ak/kr	ISO 18220:2 016
Kalan alkiot*	kala	kehittyminen	96h-14d	ak/subletaali	OECD 236
in vivo/huokosvesi/el utriaatti					
Acartia tonsa	Äyriäinen/hankaja lkainen	kuolleisuus/kehittymine n	5-6d	ak/kr	ISO 16778:2 015
Nitocra spinipes	Äyriäinen/hankaja lkainen	kuolleisuus/kehittymine n	6-7d	ak/kr	ISO 18220:2 016
Vibrio fischerii	bakteeri	valontuotto	15/30 min	ak	ISO 11348- 3:2007/S FS-ISO 21338:2 010

Phaeodactylum tricornutum	piilevä	kasvu	72h	kr	SFS-ISO 10253:2 016
In vitro/uutteet					
Umu C/Ames/Ames fluctuation testit	Bakteeri	genotoksisuus	2h-hours		ISO 13829:2 000, 16240:2 005, 11350:2 012
Kalansolutesti	kalan kidussolut	elinkelpoisuus	24h		ISO 21115:2 018
ER CALUX/YES/A- YES	Hiiva/solulinjat	Estrogeenisuus	22h/24h		ISO 19040-1, -2, -3
DR CALUX	Nisäkässolulinja	dioksiininkaltainen aktiivisuus	24h		ISO/CD 24295**

* Eri kalalajien alkioita voidaan altistaa ja tutkia kehittymistä ja kuoriutumisen onnistumista (esimerkiksi OECD 236 seeprakalan akuutti toksisuustesti). Testien kesto vaihtelee huomattavasti ja voi olla kuukausia jos käytetään kotimaisia, ei standardilajeja, jotka kehittyvät alhaisissa lämpötiloissa.

** Testi kehitysvaiheessa

7.3 Ekologisessa riskinarvioinnissa käytettävät viitearvot

Haitallisten aineiden mitattuja pitoisuuksia voidaan verrata ekotoksisin perustein määritettyihin viitearvoihin, joiden alittuminen selkeästi osoittaa, ettei haitallisia vaikutuksia esiinny kuten EU:n kemikaaliriskinarviointia noudattaviin PNEC-arvoihin (PNEC, Predicted No Effect Concentration, www.echa.europa.eu) tai kroonista toksisuutta kuvaavaan NOEC-arvoihin (No Observed Effect Concentration). NOEC tarkoittaa suurinta testissä käytettyä pitoisuutta, jossa vaikutuksia ei ole todettu. Ekotoksikologiset vertailuarvot ovat tärkeitä, koska ne osoittavat, onko mitattu/arvioitu haitta tai riski suuri vai pieni.

7.3.1 Toksisuuteen liittyvät viitearvot

Toksisuustestien tuloksista vertailuarvot voidaan määrittää erilaisia arviointikertoimia tai lajien herkkyysjakaumaan (SSD, Species Sensitivity Distribution) perustuvia tilastollisia tarkasteluja soveltaen. Tilastollinen laskentatapa on suositeltavaa silloin, kun käytössä on riittävästi testituloksia useille eliölajeille ja useammalta trofiatasolta (esimerkiksi tuottajat, kuluttajat ja pedot). Tilastollisten tarkastelujen etuna on, että niillä voidaan määrittää vertailuarvoja erilaisille vaikutus- tai riskitasoille tulosaineistojen epävarmuus huomioiden. Esimerkiksi HC5-arvo (HC, Hazardous Concentration) vastaa lajien herkkyysjakaumalle (SSD) sovitetun tulosaineiston (NOEC tai EC10) 5 % tai 1 % fraktiilia eli pitoisuutta, jossa 5 % NOEC- tai EC10-arvoista on tätä pienempiä ja vastaavasti 95 % tätä suurempia. Toisin sanoen arvo vastaa pitoisuustasoa, jonka oletetaan olevan turvallinen 95 %:lle eliölajeista.

Kemiallisten menetelmien osalta vertailuarvot ovat käytännössä ekotoksisuustesteistä laskettuja viitearvoja (HCx-arvot), joita tarvittaessa täydennetään oppaassa kuvatuilla biosaatavuuskorjauksilla ja taustapitoisuuksien huomioimisella. Haitan/riskin määrittämisessä historiallisesti ”pilaantuneen” sedimentin arvioinnissa, vertailuarvon sedimentille ei kuitenkaan tarvitse olla haitaton tai lähes haitaton pitoisuus (PNEC, HC5 jne.), vaan samaan toksisuusdataan perustuen voidaan määrittää astetta korkeampi riskitaso

(HC10, HC20. huom PIMA-ohjearvojen perustana HC50). Biokertyvyyden osalta laskennallisesti hyväksyttävä ekotoksikologinen riskitaso (eli laskennallinen pitoisuus korkeamman trofiatason eläimissä) on yleensä pienempi (esimerkiksi HC1, HC5). Tällöin lähtöpitoisuudet arvioinnille voidaan mitata myös suoraan altistuvista eliöistä riskinarvioinnin luotettavuuden parantamiseksi (esimerkiksi kalanäytteenotto ihmisten tai kalaa pääasiallisena ravintonaan käyttävien eläinten altistumista arvioitaessa). Biologisissa menetelmissä (esimerkiksi näytematriisilla tehdyt toksisuustestit) vertailuarvoina käytetään puolestaan esimerkiksi mitattua eroa kontrollinäytteisiin (esimerkiksi > 20 %) ja ekologisissa tutkimuksissa lajilukumäärien tai muiden luokittelumuuttujien eroa vertailuvesistöihin.

7.3.2 Kulkeutumiseen liittyvät viitearvot

Kulkeutumisriskinarvioinnissa vertailuarvoina voi toimia tietty pitoisuustaso sedimentissä (esimerkiksi PNEC tai HC5 arvioitaessa sedimentin kulkeutumista suspendoituneena puhtaammalle alueelle) tai pintavedessä (esimerkiksi PNEC tai HC5 arvioitaessa kulkeutumisen seurauksena aiheutuvaa liukoisien pitoisuuden muutosta alapuolisessa vesistön osassa). Toki kulkeutumisarviointiin voi halutessa sisällyttää myös kertymistarkastelut, jolloin vertailuarvoina voi olla esimerkiksi EQS kalassa (tällöin arvioitava sedimentin merkitys kalasta mitattuun pitoisuuteen eli myös nykyiset pintavesipäästöt otettava huomioon). Lisätietoa ekotoksikologisten vertailuarvojen määrittämiseen löytyy runsaasti kirjallisuudesta (esimerkiksi EC 2003, Reinikainen 2007). Erilaisten raja-, viite- tai kynnyсарvojen sekä ympäristölaatumormien laskemisperusteita sekä eri valtioiden sedimentin pilaantuneisuuden arvioinnissa käyttämiä arvoja on koottuna Häkkinen ym. (2022) raporttiin.

7.3.3 EU:n arviointikriteerit

EU:ssa on luotu yksityiskohtaiset tekniset ohjeet ekologisen riskinarvioinnin suorittamiseen (EC 2003). EU:n menetelmä on kvantitatiivinen riskinarviointimenetelmä, jossa ennustetaan kemikaalin pitoisuusympäristössä (PEC, Predicted Environmental Concentration) sekä eliöille vaikutukseton pitoisuus (PNEC, Predicted No Effect Concentration). Riskin suuruutta arvioidaan näiden pitoisuuksien välisensuhdeluvun avulla. Mikäli ympäristöpitoisuus ylittää vaikutukseton pitoisuuden eli PEC/PNEC suhdeluku on yli 1, ympäristöriski on olemassa. Ympäristölle vaikutukseton pitoisuus arvioidaan ekotoksikologisen tutkimustiedon perusteella.

PNEC pitoisuus pyritään asettamaan niin, että se suojelee myös ekosysteemin herkimpiä lajeja. Suojelemalla herkimpiä lajeja suojellaan koko ekosysteemin rakennetta ja toimivuutta. Useimpien kemikaalien osalta ekotoksikologista tutkimustietoa on saatavilla vain muutamilla lajeilla tehdyistä akuuteista laboratorioaltistuksista. Jotta herkimpiä lajeja voidaan suojella pitkäaikaisessa altistuksessa, käytetään apuna kokeellisesti määritettyjä turvakertoimia (EC 2003). Jakamalla toksisuusarvo turvakertoimella saadaan alhaisempi pitoisuus, jonka alapuolella kemikaalin ei pitäisi aiheuttaa haittavaikutuksia herkimmillekään lajeille. Arvioitavan kemikaalin turvakertoimen suuruus riippuu siitä, kuinka monelle eliöryhmälle on olemassa luotettavaa tutkimusaineistoa akuuteista ja kroonisista altistuksista.

PNEC-pitoisuuksien määrittämisessä käytetään EU:n ohjeen mukaan alhaisimpia levillä, vesikirpulla (*Daphnia magna*) ja kalalla määritettyjä akuutteja ja kroonisia toksisuusarvoja. Näin tarkastelussa huomioidaan kolme trofiatasoa. Kunkin kemikaalin alhaisimmat akuutit LC/EC50- ja krooniset NOEC-arvot valitaan kirjallisuudesta harkintaa ja lähdekritiikkiä noudattaen.

Varsinkaan kroonisia toksisuusarvoja ei ole saatavilla kaikille kemikaaleille tai eliöryhmille. Levillä kroonisina arvoina voitiin käyttää jo 72 tunnin kokeista saatuja arvoja, sillä levillä solut jakaantuvat nopeasti ja siksi tuloksia voidaan pitää sekä akuutteina että kroonisina (EC 2003). Niin sanotussa deterministisessä arviointitavassa vesiympäristön PNEC-pitoisuudet määritetään alhaisin ja luotettavin EC10/NOEC -toksisuusarvo turvakertoimella (Euroopan komissio 2018). EU:n ohjeen mukaan turvakertoimeksi valitaan 1000, jos kemikaalille oli olemassa vain akuutteja toksisuusarvoja. Jos kemikaalille on olemassa joko kalalla tai *Daphnia*-vesikirpulla määritetty krooninen toksisuusarvo, turvakertoimen on 100. Jos kroonisia toksisuusarvoja löytyi kahdelle trofiatasolle (kala ja/tai *Daphnia* ja/tai levä), turvakertoimen on 50. Jos kaikille kolmelle trofiatasolle oli olemassa krooniset toksisuusarvot, turvakertoimen on 10.

Vastaavasti (Species Sensitivity Distributions) on tärkeä vaihtoehtoinen ekologisen riskin arvioinnissa käytetty menetelmä. Sitä käytetään ensisijaisesti ennustettujen vaikutuksettomien pitoisuuksien (PNEC) johtamiseen ympäristöriskin arviointia varten silloin kun toksisuustestiaineistoa on riittävästi. Eri lajeilla on

erilainen herkkyys samalle haitta-aineelle, ja näiden lajien välinen vaihtelu voidaan kuvata tilastollisella jakaumalla. Jos on olemassa ekotoksikologisia testituloksia samalle aineelle useilta lajeilta (kalat, selkärangattomat ja kasvit) ja jos on olemassa aineistoa useista ekotoksikologisista päätepesteistä, voidaan käyttää tilastollista SSD lähestymistapaa, ja johtaa HC5-arvo (haitallinen pitoisuus 5 %:lle lajeista). Johdettua HC5-arvoa voidaan käyttää PNEC:n laskemiseen jakamalla se turvakertoimella (1-5).

Jos sedimentin pohjaeliöille tai sedimentistä altistuville eliöille, ei ole saatavilla luotettavaa toksisuustietoa, sedimentin PNEC-arvo voidaan johtaa tasapainokertoimen avulla käyttämällä pintaveden PNEC -arvoa ja sedimentti-vesi –jakautumiskerrointa (Kd). Tasapainokertoimeen perustuva menettely ei korvaa sedimentistä riippuvaisten eliöiden ekotoksisuustietoja ja menetelmää tulee käyttää ainoastaan seulomaan haitalliset aineet, jotka vaativat lisätutkimusta. Perustellussa pahimmassa tilanteessa käytetään 10. persentiilin Kd arvoja. Jos adsorptiolla on merkitystä, niin ylimääräinen arviointikerroin 10 tulisi lisätä riskilukuun, jotta arviointi huomioisi ravinnon kautta altistumisen. Tämän jälkeen sedimentin PNEC-arvo voidaan laskea seuraavasti (Euroopan komissio 2018):

$$\text{PNEC}_{\text{sediment}} (\text{mg/kg dw}) = \text{PNEC}_{\text{freshwater}} (\text{mg/L}) * \text{Kd} (\text{L/kg})$$

Kd-arvoissa on suurta vaihtelua ympäristön fysikaaliskemiallisista olosuhteista johtuen, ja Kd-arvot tulisivat laskea perustuen kohdekohtaisiin mittaustuloksiin. Mikäli tuloksia ei ole saatavilla, voidaan Kd-arvoja etsiä kirjallisuudesta. Tämän lisäksi on huomioitava biosaatavilla oleva osuus, jota on käsitelty tarkasti kappaleissa (X ja X).

7.4 Pohjaeliöyhteisötason tutkimukset

Haitallisten aineiden vaikutukset ovat kohtuullisen helppoja määrittää molekyyli- ja eliötasolla. Mitä yleemmäksi mennään biologisella tasolla (populaatio, eliöyhteisö, ekosysteemi), sitä vaikeammaksi käy vaikutusten määrittäminen ja ennustaminen. Lajien tai lajiryhmien mitattavissa olevat populaatiotason muutokset voivat sisältää (1) populaation koon tai alueellisen laajuuden, (2) lajin paikallisen, alueellisen tai kansallisen jakautumisen ja (3) populaation ikä- tai kokorakenteen. Muita mahdollisia tutkimuksia, joilla voidaan arvioida haitallisten aineiden vaikutuksia eliöstöön ovat muun muassa kuolleisuuden ajalliset mallit, kuolleisuuden laajuus/jakauma sekä syyt ja/tai tietyn lajin kuolleisuuden mekanismit. Tutkimuksissa kannattaa keskittyä valittuihin bioindikaattorilajeihin (Kirby ym. 2018).

Eliöyhteisön rakennetta analysoidaan lajien esiintymisen, runsauden ja biomassan perusteella. Monimuotoisuutta ja muita biologisia indeksejä kuten myös eri taksonomisten ryhmien tilaa tutkittavalla alueella kvantifioidaan yleensä kartoittamalla lajien runsautta. Myös ikäjakauma, kokoluokka, sukupuoli ja eliön elinkelpoisuutta mitataan usein (Hook ym. 2016). Yhteisön lajikoostumuksen ja monimuotoisuuden selvittäminen voi vaatia huomattavasti aikaa ja vaivaa, mutta tutkimukset voivat olla tarkoituksenmukaisia, jos ilmeisiä indikaattorilajeja ei ole tai jos katsotaan tarpeelliseksi arvioida haitallisten aineiden mahdollisia vaikutuksia koko yhteisöön (Kirby ym. 2018). Tyypillinen muutos eliöyhteisön rakenteessa on herkimpien taksoneiden katoaminen (Gomez Gesteria & Dauwin 2005) minkä takia onkin syytä verrata kohdealuetta vastaaviin referenssialueisiin. Yleisesti käytetään tiettyjä indikaattorimuuttujia osoittamaan muutoksia ekologisessa tilassa ja jopa yhtä muuttujaa voidaan hyödyntää tulkittaessa muutoksia koko eliöyhteisölle. Esimerkiksi kasvanut sukkulamatojen (nematoda) ja hankajalkaisten (copepoda) lajien välinen suhde tai monisukasmatojen (polychaeta) ja katkojen (amphipoda) lajien välinen suhde toimii indikaattorina pohjaeliöyhteisön altistumisesta öljylle (Baguley ym. 2015).

7.4.1 Pohjaeläinten biologiset indeksit

Pohjaeläimiin perustuvat biologiset indeksit voidaan jakaa lajirikkuutta, tasaisuutta, dominanssia, monimuotoisuutta ja samankaltaisuutta mittaaviin indekseihin. Lajirikkaus kertoo yksinkertaisesti lajien lukumäärän otoksessa tai estimoituna koko eliöyhteisössä. Tasaisuudella mitataan, ovatko ryhmät kooltaan yhtä suuria vai ovatko jotkut ryhmät harvinaisempia kuin toiset. Dominanssi tutkii samaa ilmiötä vastakkaisesta näkökulmasta: tarkoitus on tutkia, onko eliöyhteisössä joitakin lajeja, joiden yksilöiden

lukumäärät ovat paljon muiden lajien lukumääriä suurempia, jolloin nämä lajit dominoivat muita lajeja. Monimuotoisuutta mittaavat indeksit mittaavat sekä lajirikkkautta että tasaisuutta ja ovat näin ollen usein yhdistelmiä niiden indekseistä.

Pohjaeläinyhteisöjen monimuotoisuuden kuvaamiseen käytetään usein lajimäärää. Häiriintymättömissä vesiekosysteemeissä lajimäärän oletetaan olevan suurempi kuin ihmisvaikutuksen takia muuttuneissa kohteissa. Monimuotoisuutta arvioidaan muun muassa Shannon-Wiener diversitetti-indeksillä (H') (muun muassa Krebs 1985). Kyseisen indeksin arvo on sitä suurempi, mitä enemmän lajeja havaitaan ja mitä tasaisemmin ne esiintyvät (eveness). Indeksien laskemista varten jotkin lajit kuten harvasukamadot (Oligohaeta) voidaan yhdistää heimotasolle tai sukutasolle. Shannon-Wiener diversitetti-indeksi lasketaan yksinkertaisesti kaavalla: $H' = - \sum P_i \ln P_i$, missä P_i on i lajin osuus paikan kokonaisuusilömäärästä.

Lisäksi käytetään niin sanottuja herkkiä lajeja esimerkiksi päivänkorentoja (*Ephemeroptera*), koskikorentoja (*Plecoptera*) ja vesiperhosia (*Trichoptera*) kutsutaan EPT-lajeiksi. Tällaisia alueella tyypillisesti esiintyviä EPT-lajeja pidetään yleisesti herkkinä erilaisille ympäristön muutoksille (muun muassa Rosenberg & Resh 1993). Pohjaeläinyhteisön tilaa kuvaavina bioindekseinä on käytetty muun muassa Biological Monitoring Working Party (BMWP) –indeksiä ja sen johdannaista, Average Score Per Taxon (ASPT) –indeksiä. BMWP-indeksien laskennassa kullekin pohjaeläinheimolle annetaan pisteitä yhdestä kymmeneen riippuen sen herkkyydestä orgaaniselle kuormitukselle (Armitage ym. 1983) ja pisteet summataan. Pisteytyksessä likaantumisen suhteen herkkä heimo saavat korkean pistearvon ja likaantumista hyvin sietävät matalan. ASPT-indeksi saadaan jakamalla BMWP-indeksi pisteytettyjen pohjaeläinheimojen määrällä, joten ASPT-indeksi voi saada arvon väliltä 1–10. Mitä pienempi BMWP-indeksien pistearvojen summa ja ASPT-indeksi on, sitä suurempaa orgaanista kuormitusta indeksit ilmaisevat.

Järvien ekologisessa tilaluokittelussa käytetään nykyään syvänteiden pohjaeläimistön kohdalla PICM-indeksiä (PICM; Profundal Invertebrate Community Metric) sekä PMA-mittaria (Aroviita ym. 2012). Järvisyväntepohjaeläimistön PICM-indeksi perustuu lajien runsauksilla painotettuun indikaattoripistearvojen keskiarvoon. PICM-indeksi huomioi surviaissäaskien (*Chironomidae*) ohella muutkin syvänteissä esiintyvät pohjaeläinryhmät. PICM:n oletetaan ilmentävän paremmin humuskuormituksen aiheuttamia vasteita pohjaeläinyhteisössä. Matalien järvien kohdalla järvien pohjaeläimistön tilan arviointi perustuu normaalisti ainoastaan rantavyöhykkeen pohjaeläimistöön, joka on siihen menetelmänä soveltuvampi. Matalien järvien syvänteiden pohjaeläinaineistoa voidaan kuitenkin käyttää apuna luokittelupäätöstä tehtäessä etenkin niissä alle 3 m syvyisissä järvissä, joissa on selkeä syvänteen alue.

Suhteellista mallinkaltaisuutta (PMA; Percent Model Affinity) arvioitaessa verrataan arvioitavan kohteen lajiston suhteellisia osuuksia vertailuaineistosta laskettuihin lajien keskimääräisiin suhteellisiin osuuksiin. PMA ottaa huomioon muutokset lajien yksilömääräsuhteissa muun muassa jo ennen kuin lajeja mahdollisesti katoaa esimerkiksi vesistökuormituksen seurauksena. Indeksini huomioi myös lajit, joita ei vertailuaineistosta ole tavattu. PMA kuvaa myös muutoksia, joissa yhteisön lajimäärä kasvaa vertailuolaja suuremmaksi ympäristön tilanmuutoksen seurauksena (Vuori 2010).

Ravinnonkäyttötaparyhmätarkastelussa pohjaeläimet voidaan jakaa ravinnonkäyttötaparyhmiin ravinnon hankintaan käytettyjen rakenteellisten ominaisuuksien ja käyttäytymismekanismien perusteella. Luokittelu perustuu ravinnonhankintatapaan eikä niinkään ravinnon koostumukseen (Wallace & Webster 1996). Pohjaeläimet voidaan jakaa viiteen ravinnonkäyttötaparyhmään (laiduntajat, pilkkajat, pohjakerääjät, suodattajat ja pedot) (Moog 2002). Laiduntajat käyttävät ravintonaan muun muassa erilaisilla pinnoilla kasvavaa levää ja siihen kiinnittyneitä mikrobeja. Pilkkajien ravinnon muodostaa karkea eloperäinen materiaali (esimerkiksi lehtikarika). Pohjakerääjät puolestaan käyttävät hienojakoista orgaanista ainesta. Myös suodattajien ravinto koostuu muun muassa hienosta orgaanisesta aineksesta, jota ne suodattavat ohi virtaavasta vedestä. Pedot käyttävät ravintonaan muita eläimiä. Usein jaottelu ei ole näin yksiselitteinen sillä esimerkiksi surviaissäaskien (*Chironomidae*) ja perhossääskien (*Psychodidae*) toukkien ravinnonkäyttötavat voivat sisältää kaikkia ravinnonkäyttötaparyhmiä (Moog 2002).

7.5 Biomarkkerit

Biomarkkereita voidaan käyttää tunnistamaan sedimentin haitallisten aineiden olemassaoloa ja mahdollista haittavaikutusta eliöille. Biomarkkereilla voidaan aineet havaita sedimentistä jo ennen kuin ne aiheuttavat vakavampia haittavaikutuksia. Näiden biomarkkerivasteiden avulla on myös mahdollista löytää ne haitalliset aineet, joita ei muilla tutkimuksilla olla etsimässä. Biomarkkerit sopivat hyvin osaksi vaiheittaista riskiperusteista arviointia. Oikeiden biomarkkereiden valinnassa ja tulosten tulkinnassa tarvitaan kuitenkin laajaa erityisosaamista. Biomarkkerit ovat parhaimmillaan tärkeä todistelinja kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa:

- 1. Biomarkkerit ovat haitallisille aineille altistumisen ja potentiaalisten haittavaikutusten indikaattoreita**
- 2. Biomarkkerit toimivat fysiologisten muutosten osoittamisessa**
- 3. Toimivat varhaisina varoitussignaaleina ennen muita haittavaikutuksia**
- 4. Biomarkkereita voidaan hyödyntää osoittamaan sedimentin haitallisten aineiden olemassaoloa ja vaikutusta tilanteessa, jossa vasteen aiheuttaja on tuntematon**
- 5. Soveltuvat kenttätutkimukseen ympäristömonitoroinnissa**
- 6. Osa on aineryhmä spesifisiä mutta biomarkkereita aktivoivat muutkin tekijät kuin haitta-aineet, joten biomarkkerit ovat vain yksi todistelinja kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa.**

Biomarkkerina toimivat muutokset tapahtuvat eliössä, kytkeytyen yleensä tärkeisiin fysiologisiin prosesseihin ja mahdollisesti vaikuttaen negatiivisesti eliön terveyteen. Muutokset sisältävät esimerkiksi muutokset geenien ilmentymisessä, proteiinien synteesissä ja toiminnassa, vauriot solurakenteissa ja niiden toiminnassa, fysiologiset toimintahäiriöt ja patologiset vauriot elimissä. Myös korkeamman biologisen tason indikaattoreita kuten lisääntymishäiriöitä tai eliön käyttäytymisen muutoksia pidetään biomarkkereina. Yhteisenä nimittäjänä on, että muutoksia mitataan yksittäisistä eliöistä ja mitattavat muuttujat voivat osoittaa haitallisille aineille altistumista tai haittavaikutuksia erittäin varhaisessa vaiheessa. Biomarkkereita voidaan käyttää varhaisvaroitussignaaleina siitä, ovatko haitallisten aineiden pitoisuudet riittävän korkeita aiheuttamaan haitallisia vaikutuksia niille altistuville eliöille. Parhaimmassa tapauksessa biomarkkerivasteen aikaan saa vain tietty ryhmä haitallisia aineita, eivätkä muut ympäristö(stressi)tekijät.

Suurin osa eliöistä mitattavista biomarkkereista ovat haitallisen aineen indusoimia biokemiallisia, solutai fysiologisia prosesseja, niiden lopputuotteita tai välittämiä haittavaikutuksia, mukaan lukien muutokset entsyymiaktiivisuudessa tai solun toiminnassa ja eheydessä. Monissa tapauksissa ne ovat universaaleja useimpiin eliöihin soveltuvia ominaisuuksia. Kuitenkin eri lajien biomarkkerivasteet voivat erota suuresti toisistaan johtuen lajien fysiologisista erityispiirteistä ja lajien kyvystä sietää kyseessä olevaa haitallista ainetta sekä lajin kyvystä muuntaa ainetta haitattomaan muotoon (biotransformaatiokyky).

Biomarkkerit omaavat suuren potentiaalisen ympäristömonitoroinnissa koska ne paljastavat haitallisille aineille altistumisen ja/tai aineiden aiheuttamat haittavaikutukset, aidossa ympäristössä ja usein biomarkkerit voidaan mekanistisesti linkittää tiettyihin patologiisiin tai tautilöydöksiin. Biomarkkereiden avulla on mahdollista havaita haitallisia aineita ennen kuin aineet aiheuttavat haittavaikutuksia populaatio-, eliöyhteisö- tai ekosysteemitasolla. Useimmista biologisiin vasteisiin kytkeytyvistä, ympäristömonitorointiin käytetyistä tekniikoista, on runsaasti kirjallisuutta olemassa (muun muassa van der Oost ym. 2003, Viarengo ym. 2007, Davies & Vethaak 2012).

Biomarkkereiden kenttätestaus kaloilla, simpukoilla ja äyriäisillä eri Itämeren osa-altailla on osoittanut, että nämä muille merialueille kehitetyt menetelmät, soveltuvat myös Itämeren haitallisten aineiden aiheuttaman pilaantumisen havaitsemiseen (Lehtonen ym. 2014). Biomarkkerit osoittavat vaikutukset hyödyntäen eri biologisten tasojen päätepisteitä kuten lysosomikalvon stabiilisuus (LMS; sytotoksisuus), asetyylikoliiniesteraasin esto (AChE; neurotoksisuus), EROD-aktiivisuus (PAH-yhdisteiden ja koplanaaristen PCB-yhdisteiden biotransformaatio), mikrotumatesti (genotoksisuus), metallotioniinin induktio (altistuminen metalleille), neutraalien lipidien kertyminen (aineenvaihdintahäiriöt), makrofagien toiminta (immunologiset vasteet), PAH-metaboliitit kalan sapessa (altistuminen PAH-yhdisteille) ja maksan histopatologia (kudosvaurio). Suurimmasta osasta edellä mainituista biomarkkerivasteista on saatu korkeita

vastetasoja Itämeren selvästi haitallisten aineiden saastuttamilta alueilta (Baršienė ym. 2006, Hansson ym. 2006, Kopecka ym. 2006, Lang ym. 2006, Schiedek ym. 2006, Dabrowska ym. 2012, 2013, Kreitsberg ym. 2012, Lehtonen ym. 2014). Eräissä tapauksissa havaitut vasteet on liitetty suoraan äskettäin tapahtuneeseen ihmistoimintaan kuten ruoppaukseen, läjittämiseen tai äkilliseen öljypäästöön (Baršienė ym. 2006).

Esimerkiksi vitellogeniinia on tyypillisesti käytetty estrogeenisovien aineiden biomarkkerina. Kyseistä biomarkkeria voidaan mitata sekä proteiininä että mRNA:sta. Vitellogeniinin induktio on toiminut biomarkkerina liittyen muun muassa jätevesien lääkeaineisiin ja paperi- ja selluteollisuuden kasviperäisiin estrogeeniin yhdisteisiin. Vastaavasti Metallotioniinin mRNA mittaukset korreloivat muun muassa Cd pitoisuuksien kanssa erittäin hyvin. Asetyylkoliiniesteraasin (AChE) esto on puolestaan käytetty pitkään biomarkkerina karbamaatille ja organofosfaatteja sisältäville torjunta-aineille. Kyseessä on ihanteellinen biomarkkeri, joka sellaisenaan osoittaa sekä altistumista että vaikutuksia kaloilla ja selkärangattomilla. Kyseinen Biomarkkeri voidaan yhdistää eliöiden elinkelpoisuuden heikentymiseen. (Hook ym. 2016)

Jotkut biomarkkerit heijastavat akuuttia vastetta suoraan lyhytaikaisen altistumisen jälkeen (< päiviä tai viikkoja), kun taas toiset osoittavat kroonista vastetta pitkäaikaisen altistumisen jälkeen (kuukausista vuosiin). ICES (Council for the Exploration of the Seas) on antanut merialueille suosituksia biomarkkereiden käytöstä ympäristön tilan seurannassa (Taulukko 10) (ICES 2010). Biomarkkereiden käyttöä rajoittavat muun muassa se, että monet aineet tai yhdisteryhmät voivat indusoida samanlaisen vasteen. Lisäksi esimerkiksi EROD-aktiivisuutta lisäävät paitsi monet orgaaniset haitalliset aineet myös muut tekijät. Lisäksi syy-seuraus-suhde ei ehkä ole itsestään selvä (Kerambrun ym. 2005), ja tietyt hämmäntäviä tekijät kuten kausivaihtelut lämpötilassa ja organismien lisääntymisvaihe voivat muuttaa biomarkkerivastetta (Radovic ym. 2012).

Taulukko 10. Kansainvälisen merentutkimusneuvoston (ICES) suosittelemat biologisiin vasteisiin perustuvat seurantamenetelmät. Huomautus: Osaan menetelmistä voidaan soveltaa vain tiettyjä lajiryhmiä, kuten kaloja, simpukoita tai äyriäisiä tai lajityyppejä (esimerkiksi eläviä organismeja). Muokattu ICES (2010) koosteraportissa julkaistusta taulukoista, täydennetty lisäksi lähteiden Hook ym. 2016 sekä Häkkinen ym. (2018) perusteella. Mainituissa koosteissa on viitattu useisiin alkuperäislähteisiin.

Muuttuja	Biomarkkerivasteen aiheuttaja
DNA adduktin muodostuminen	Altistuminen PAH-yhdisteille, synteettisille orgaanisille yhdisteille
AChE esto	Altistuminen organofosfaateille, karbamaateille ja vastaaville molekyyleille
Metallotioniinin induktio	Tietyt metallit indusoivat (esimerkiksi Zn, Cu, Cd, Hg)
EROD tai P4501A induktio	Planaarisia orgaanisia haitallisia aineita (esimerkiksi PAH:t, PCB:t, dioksiinit) metaboloivien entsyymien induktio
ALA-D esto	Lyijy (Pb) estää hemisynteisiin osallistuvaa entsyymiä
PAH sappimetaboliitit	Altistuminen PAH-yhdisteille, yleisesti käytetty menetelmä
Lysosomikalvon stabiilisuus (LMS)	Ei ole haitta-aine spesifinen menetelmä. Monet aineet ja yhdisteet saavat aikaan vasteen
Varhaiset leesiot (vauriot), kasvainten esiasteet (neoplasia) tai solujen hyperplasia maksassa. Histopatologinen menetelmä.	PAH:t, synteettiset orgaaniset yhdisteet
Ulkoiset nähtävät vauriot ja parasiitit	Monet haitalliset aineet
Vitellogeniinin induktio (uros)	Estrogeeniset aineet
Intersukupuolisuus (uros)	Estrogeeniset aineet

Lisääntymismenestys (vivipariset kalat)	Useat haitalliset aineet
Alkyyliifenolin sappimetaboliitit	Alkyylifenolit
Kasvun muutokset	Monet haitalliset aineet
Naaraiden maskulinisaatio (imposex)	Organotinat (spesifinen)
Histopatologia	Ei ole haitta-aine spesifinen
Alkioiden poikkeavuudet (katkat)	Vaste on aine spesifinen
Kuntoindeksit (hepatosomaattinen indeksi, sukurauhasen indeksit)	Elinten painon lasku suhteessa ruumiinpainoon voi heijastaa elintoksisuutta; monet haitalliset aineet
Triglyseriditasot, IGF1	Vasteet kertovat eläimen energiavarastojen käytöstä
DNA vaurioiden mittaaminen (DNA korjausentsyymien induktio, PAH-DNA adduktit)	DNA vauriot kertovat laajasti altistumisesta haitallisille aineille
BaP hydroksylaasi entsyymit	PAH:t, planaariset PCB:t, dioksiinit ja furaanit indusoivat entsyymireaktiota
Monilääkeresistenssin/multiksenobiootti-resistenssin induktio/estäminen	Altistuminen monille aineille (orgaaniset ja metallit)
Glutathioni-S-transferaasi(t)	Altistuminen pääasiassa orgaanisille aineille
Oksidatiivinen stressi (superoksididismutaasi, glutathioni, katalaasi, lipidien peroksidaatio) lipid peroxidation	Monet haitalliset aineet aiheuttavat
Immunologiset muutokset	Monet haitalliset aineet
Luonnonvaraisten kalojen alkioiden ja toukkien poikkeavuudet	Ei liitetty yksiselitteisesti haitallisiin aineisiin
Lämpöshokkiproteiinit (eli HSP 90)	Yleinen stressireaktio myös haitallisille aineille altistumisesta
Mikrosirutekniikka ja RNA-sekvenssointi solunäytteistä	Mahdollistanut kymmenien tuhansien geenien tutkimisen samanaikaisesti esimerkiksi solu- tai kudoksenäytteessä. Monet haitalliset aineet
Kolmipiikin pesänrakennusaineen erittyminen	Androgeeniset haitta-aineet
Mikrotumatesti	Ei ole haitta-aine spesifinen
Peroksisomaalinen proliferaatio	Haitta-aine spesifinen

Veden laadun seurantaohjeissa suositellaan tyypillisesti, että biomarkeritutkimuksia käytetään parhaiten osoittamaan altistumista, koska biomarkkereiden testituloksista on vaikea ekstrapoloida ekosysteemivaikutuksia, vaikka samalla tunnustetaan, että biomarkerianalyysit voivat olla paras kroonisen

stressin indikaattori. Huolellisesti valitut biomarkkerit voivat olla paras lähestymistapa tunnistaa varhainen reaktio haitallisille aineille, ja biomarkkerit ovat paljon herkempiä tunnistamaan organismin stressiä kuin kokonaisen eläimen vasteet, vaikka stressin alkuperä ei aina ole tiedossa ja taustalla voi olla useita stressitekijöitä. (Hook ym. 2016).

7.6 Seostoksisuuden tai yhteisvaikutusten huomioiminen

Haitta -aineiden ympäristöriskinarviointia tehdään EU-maissa yksittäisten aineiden kautta asettamalla niille sallittuja pitoisuuksia pintavesissä. Ympäristönäytteet ovat kuitenkin puhdistetuinkin lähes aina sekoitteita, joiden riskiä on vaikea arvioida kapean kemiallisen analytiikan avulla. Monet tutkimukset ovat jo osoittaneet, että seoksilla voi olla haitallisia vaikutuksia, vaikka yksittäisten kemikaalien annoksina tai pitoisuuksina määrät ovat olleet haitattomia (Carvalho ym. 2014). EU komissio on nostanut aiheen esille uudessa kemikaalistrategiassa (KOM (2020) 667), jossa peräänkuulutetaan yhteisvaikutusten huomioimista nykyistä yleisemmin kemiallisten riskien arvioimisessa.

Useille aineryhmille on kehitetty menetelmiä tunnettujen päästö-määrien yhteistoksisuutta kuvaavan toksisuusekvivalenttikertoimen (Toxicity Equivalent Factor TEF) laskemiseksi. Ekvivalenttikerroin lasketaan komponenttien erilaisen käyttäytymisen vuoksi aina tarkasteltavan hetken pitoisuuksien perusteella. Raskasmetallien osalta on esitetty teoria, jossa niiden vaikutus eliössä summautuu, koska niiden koko ja rakenne muistuttavat toisiaan ja siten myös niiden vaikutukset ilmenevät eliössä samalla tavalla. Käyttäytymisen yhdenmukaisuudesta todistaa niiden keskinäinen kilpailu solukalvoläpäisevyydessä samankaltaisten ionien (Ca, Mg) kanssa, jota hyödynnetäänkin Bioligandi-malleissa. Toksikodynaamiikka olisi kuitenkin toisistaan riippumatonta, jolloin ne eivät lisäisi tai vähentäisi toistensa vasteita eliössä. Teorian mukaan raskasmetallien riskisuhteet voidaan laskea yhteen (Leppänen 2019).

$$\sum_i \frac{C_i}{EQS_i} = \frac{C_{Cd}}{EQS_{Cd}} + \frac{C_{Cu}}{EQS_{Cu}} + \frac{C_{Pb}}{EQS_{Pb}} + \frac{C_{Ni}}{EQS_{Ni}} + \frac{C_{Zn}}{EQS_{Zn}}$$

Kaavassa metallien mitattu pitoisuus (C) jaetaan ympäristölaatuunormilla (EQS) ja summataan yhteen riskisuhteen määrittämiseksi ja jos summa on yli yhden, riski haittavaikutuksiin on kasvanut.

Kolmas vaihtoehto yhteisvaikutusten arviointiin on niin kutsuttu toksisten yksiköiden (TU) malli, jota käytetään usein ekotoksikologiassa. Mallin toksisuusyksikkö edustaa seoksessa olevan haitallisen aineen (komponentti) pitoisuuden ja sen toksikologisen akuutin (esimerkiksi LC50-arvo) tai kroonisen (esimerkiksi pitkäaikainen NOEC) päätepisteen suhdetta. Seoksen myrkyllinen yksikkö (TUM) on yksittäisten kemikaalien toksisuusyksiköiden summa. TU-malli ei viittaa ekosysteemiin, vaan on tarkoitettu vain tietyille organismille, joka edustaa ekosysteemille taksonomisesti ja ekologisesti merkityksellistä eliöryhmää (esimerkiksi levät, Daphnia ja makean veden kalat). TU-mallia voidaan käyttää seoksen myrkyllisyyden kvantifiointiin (annoksen/pitoisuuden lisäysperiaate oletuksena) sen koostumuksen perusteella. TU-mallissa akuutti tappava TUM = 10 tarkoittaa, että 10 %:n laimennos seoksesta tuottaisi 50 % kuolleisuuden eliölle. Jos pitoisuuden/vaikutuskäyrän kulmakerroin tunnetaan, voidaan TUM:n avulla ennustaa ekotoksikologisia haittavaikutuksia (EU 2012).

TU-mallia ympäristöpitoisuuksiin sovellettaessa (verrattaessa ennustettuihin PEC-arvoihin tai oikeasti mitattuihin MEC-arvoihin), on menetelmä käsitteellisesti verrattavissa HQ-arvoon (TUM-arvo vastaavasti Hazard Index eli HI-arvoon) sillä erolla, että TU-malli viittaa toksikologiseen päätepisteeseen eikä viitearvoon (RV), joka on johdettu ekstrapoloimalla (esimerkiksi sovelluskertoimet) päätepisteistä. Ekotoksikologian viitearvo on PNEC, joten PEC/PNEC-suhteiden summan voidaan olettaa olevan verrattavissa HI-arvoon (Hazard Index). On otettava huomioon, että PNEC johdetaan herkimpien lajien ekotoksikologisista päätepisteistä käyttämällä turvakertoimia, jotka voivat olla erilaisia eri haitallisille aineille. Siksi monimutkaisen seoksen komponentin PEC/PNEC:t voivat olla hyvin epähomogeenisia. Tämän lähestymistavan tiedetään kuitenkin olevan hieman konservatiivisempi kuin TU-arvojen summaus (joka olisi tieteellisesti oikeampi lähestymistapa). Käytännön syistä PEC/PNEC-arvojen summaa voitaisiin käyttää ensimmäisenä tasona riskinarvioinnissa, pitoisuuksien lisäämistä sovellettaessa (EU 2012).

Yksinkertaisen kertoimen laskeminen ei välttämättä anna kovin kattavaa kuvaa sedimentissä vallitsevasta reaalista tilanteesta. Myös vaikutusmekanismiltaan erityyppiset haitta-aineet voivat tehostaa tai heikentää toistensa vaikutuksia. Hyvin usein altistuminen ympäristössä tapahtuu samanaikaisesti monille eri pitoisuuksina esiintyviä haitallisia aineita, minkä vuoksi eri aineiden ja yhdisteiden yhteisvaikutusten tunnistaminen voi olla erittäin tärkeää riskinarvioinnin ja oikeantasaisen vaikutuspotentiaalın selvittämiseksi.

Riskinarvioinnissa voidaan käyttää hyväksi in vitro biotestejä tai biomarkkereita, jotka paljastavat jonkun tietyn toksisen vaikutuksen testieliöissä tai altistuneissa eliöissä. Pisimmälle näissä vaikutusperusteisissa biotesteissä on kehitetty hormonihäirintää mittaavat testit, joiden avulla voidaan jo tunnistaa vaikutustaso, joka aiheuttaa paikallisissa eliöissä haittaa (Escher ym. 2018, van der Oost ym. 2017). Näiden vesipitoisuuksiin perustuvien kynnysarvojen avulla voidaan asettaa päästörajoja. Sedimenttien kohdalla soveltaminen on biosaatavuuden monimutkaisuuden takia vaikeampaa ja arvion pohjaksi voitaisiin käyttää huokosvedestä mitattuja vastetasoja. Vaikutusten samankaltaisuuden perusteella tehdyn ryhmittelyn on esitetty olevan toistaiseksi riittävän hyvä menetelmä ainakin endokriinihäiritsijöiden yhteisvaikutusten arviointiin (Kortenkamp 2007).

Haitta-aineilla voi olla monenlaisia yhteisvaikutuksen muotoja. Ne voivat vahvistaa tai jopa vähentää toistensa vaikutuksia eliöissä tai olla täysin toisistaan riippumattomia. Yhdessä esiintyvien yhdisteryhmien komponenttien toksiset mekanismit ja siten vaikutukset eroavat monesti toisistaan merkittävästi. Tällöin on turvallisempaa toimia ilman etukäteisoletuksia ja valita kohteeseen sopiva biotestipatteri (luku 7.2.4.) ja yhdistää tulokset kemiallisen analytiikan kanssa.

Tavallisimpien sedimenteissä esiintyvien haitta-aineiden kynnysarvojen lisäksi olisi tulevaisuudessa erittäin hyödyllistä muodostaa toksisuustestiraja-arvoja arvioimaan ja luokittelemaan sedimenttien kontaminaation astetta. Vastaavia ehdotuksia ja jo käytännön työssä valittavissa olevia biotestejä on esitetty jätteiden ympäristöhaitallisuuden arvioimisessa (YM 2019). Sedimenttien heterogeenisuuden ja siitä johtuvan biosaatavuuden vaihtelun vuoksi pelkät yksittäisten kemikaalien ja yhdisteiden kynnysarvopitoisuudet eivät ole riittävä ratkaisu haitta-aineiden yhteisvaikutusten arvioimiseksi.

8 Terveysriskit

Ihminen voi altistua sedimentin haitallisille aineille monin tavoin ja monien altistumisreittien kautta. Tällaisia mahdollisia haitallisille aineille tai yhdisteille altistumiseen johtavia toimintoja ovat muun muassa uiminen, kahlaaminen rantavedessä, kalastus, metsästys, rantavyöhykkeen veden käyttö ravintokasvien kasteluun tai löylyvetenä. Myös tahaton sedimentin nieleminen voi onnistua leikkiviltä lapsilta. Sedimenttiin kertyneet haitalliset aineet voivat myös biokertyviä ja rikastua ravintoketjussa äyriäisiin sekä kaloihin tai jopa metsästettäviin lintuihin asti. Tavallisimmat ja samalla tärkeimmät altistumisreitit ovat kalojen käyttö ravinnoksi sekä suorat ihokontaktit sedimentin kanssa. Suurin osa sedimenttiin päätyvistä haitallisista aineista eivät ole erityisen haihtuvia mutta etenkin rantaveden käyttö löylyvetenä voi lisätä mahdollisuutta altistua haitta-aineille hengityksen välityksellä.

Ihmisten altistuminen sedimentin haitallisille aineille kvantifioidaan yhdistämällä ja arvioimalla kohdekohtaisia pitoisuuksia uskottavien altistumisreittien ja -skenaarioiden mukaisesti https://clu-in.org/issues/default.focus/sec/Sediments/cat/Risk_Assessment/p/2

8.1. Terveysriskien arviointi

Terveysriskien arviointi on prosessi, jonka tarkoituksena on arvioida haitallisten terveysvaikutusten luonnetta ja todennäköisyyttä ihmisissä, jotka saattavat altistua haitallisille aineille tai yhdisteille mahdollisesti pilaantuneessa ympäristössä nyt tai tulevaisuudessa. Ihmisten terveysriskien arviointi tehdään yleensä samaan aikaan tai osana ekologista riskinarviointiprosessia.

Terveysriskien arviointi etenee vaiheittain alkaen esitietojen keräämisestä, ongelman määrittelystä ja tutkimuksen suunnittelusta. Riskinarvioinnin ensimmäisessä vaiheessa tunnistetaan kyseisessä kohteessa huolta aiheuttavat aineet, päätetään arvioinnin laajuus ja kattavuus. Arviointi vastaa muun muassa seuraaviin kysymyksiin: Voivatko haitalliset aineet mahdollisesti aiheuttaa terveyshaittaa ihmisille, ja jos voivat, niin missä olosuhteissa? Tärkeää on myös selvittää mille aineille altistutaan, millä tasolla ja kuinka kauan sekä huomioida, että tietyt ryhmät ovat alttiimpia ympäristön haitallisille aineille: ikä, ammatti, genetiikka, terveysolosuhteet ja sukupuoli. Ihmisterveyden arvioinnissa tietoja kerätään altistumisen ja vaikutusten välisestä suhteesta. Lisäksi selvitetään, mitä tiedetään altistumistiheydestä, ajoituksesta ja altistumistasosta. Riskinarvioinnissa verrataan arvioitua tai mitattua altistumistasoa mahdollisiin vaikutustasoihin tietyille ihmisryhmälle kuten kalastajat. Riskikuvauksessa on lisäksi huomioitava epävarmuustekijät, kuten kausivaihtelut.

Terveysriskin arviointi rajataan niihin haitallisiin aineisiin, joille altistuminen tutkittavassa sedimentissä on käsitteellisen mallin ja/tai kulkeutumisen riskin arvioinnin mukaan mahdollista, ja/tai joiden aiheuttamat terveyshaitat ovat mitattujen tai laskettujen pitoisuuksien perusteella todennäköisiä ja merkittäviä. Lisäksi arvioinnissa on kartoitettava ja priorisoitava ne kohteen arviointialueet, joihin on kohdistunut tunnistettuja päästö- ja altistumistilanteita. Altistuminen riippuu aina monista eri tekijöistä, joten altistumisen taso on määritettävä aina tapauskohtaisesti.

Haitta-aineiden myrkyllisyys ilmenee elimistössä biokemiallisina, rakenteellisina ja toiminnallisina muutoksina. Vaikutukset voivat olla palautuvia tai pysyviä, ja haitalliset vaikutukset voivat ilmetä suorasti ja välittömästi tai epäsuorasti vasta pitkän ajan kuluessa (esimerkiksi karsinogeenisuus, mutageenisuus ja teratogeenisuus). Toksisuus kohdistuu tavallisesti useaan elimeen, mutta usein aineelle voidaan osoittaa myös niin sanottuja kohde-eliniä, jossa vakavin haittavaikutus ilmenee. Tyypillisiä kohde-elimiä ovat muun muassa keskushermosto, sisäelimet ja veri.

Aineen fysikaaliskemialliset ominaisuudet ratkaisevat, kuinka toksinen aine on ja millaisia vaikutuksia se aiheuttaa. Useimmilla haitta-aineilla on erilaisia vaikutuksia riippuen annoksesta, altistumistavasta, altistumisen kestosta sekä altistujasta. Vaikutukset voivat olla lieviä (esimerkiksi hajuhaitat, ärsytysoireet ja pahoinvointi) tai vakavia (esimerkiksi hormonaaliset muutokset, immuunivasteen heikentyminen ja vaikutukset lisääntymisterveyteen). Jotkut aineet voivat aiheuttaa myös haitallisia yhteisvaikutuksia. Lisäksi vaikutukset vaihtelevat yksilön herkyyden, elinvaiheen, terveydentilan, sukupuolen ym. yksilöllisten tekijöiden mukaan (YM 2014).

Terveysriskien arviointi on tehtävä, kun ihmisten altistuminen sedimentin haitta-aineille on käsitteellisen mallin ja/tai kulkeutumISRISKIEN arvioinnin perusteella mahdollista. Terveysriskin arviointi voidaan rajata niihin aineisiin, joille altistuminen kohteessa on alustavan arvioinnin mukaan mahdollista ja/tai joiden mahdollisesti aiheuttamat terveyshaitat ovat mitattujen tai laskettujen pitoisuuksien perusteella todennäköisiä. Koska altistuminen riippuu aina monista eri tekijöistä, tulisi altistumisen taso pyrkiä määrittämään aina kohdekohtaisesti. Altistumisen tasoon vaikuttavat:

- altistujan ominaisuudet (muun muassa ikä, sukupuoli, paino ja käyttäytyminen),
- altistumisreitti ja -tapa (nieleminen, ihokosketus, hengitys),
- haitta-aineiden pitoisuudet altistumisreiteillä,
- haitta-ainetta sisältävän väliaineen (muun muassa vesi, sedimentti, ravintokasvi, kala) saanti elimistöön,
- altistumisen toistuvuus ja kesto sekä
- haitta-aineen imeytyminen elimistöön.

Sedimentin tapauksessa voidaan yleensä keskittyä pitkäaikaisesta altistumisesta aiheutuvien terveysriskien arviointiin. Tällöin terveysriskiä ei pidetä yleensä merkittävänä, jos keskimääräinen päivittäinen altistuminen yksittäiselle haitta-aineelle pitkän ajan kuluessa alittaa aineelle annetun terveysperusteisen enimmäissaantiarvon. Altistuminen arvioidaan ja sitä verrataan enimmäissaantiarvoon erikseen aikuiselle ja lapselle. Jos lasten altistuminen ei ole todennäköistä esimerkiksi alueen sijainnin vuoksi, voidaan arviointi rajata koskemaan vain aikuisia. Haitta-aineen keskimääräinen päivittäissaanti tai -annos (ADD: Average Daily Dose) valitulle altistujalle ja tietyn altistumisreitin kautta voidaan laskea seuraavasti (YM 2014):

$$\text{ADDi} = C_i \times \text{IR} \times \text{EF} \times \text{ER} / \text{BW} \times \text{AT}$$

ADDi (Average Daily Dose) = keskimääräinen päivittäissaanti tietyn altistumisreitin kautta [mg/kg-d]

C_i = haitta-aineen keskimääräinen pitoisuus tarkasteltavassa väliaineessa arviointialueella:

maa-aines, vesi, sedimentti, hengitysilma, ravinto [mg/kg, mg/l tai mg/m³]

IR (Ingestion/Inhalation Rate) = haitta-ainetta sisältävän väliaineen päivittäinen saanti elimistöön tietyn altistumisreitin kautta [kg/d, l/d tai m³/d]

EF (Exposure Frequency) = altistumisen tiheys/toistuvuus (d/a)

ED (Exposure Duration) = altistumisen kesto (a)

BW (Body Weight) = kohdehenkilön kehon paino

AT (Averaging Time) = aika, jonka suhteen keskimääräinen päivittäisannos lasketaan (d)

Elimistöön päätyvä kokonaissaanti (ADD_{tot}) saadaan, kun altistumisreittikohtaiset annokset lasketaan yhteen (ADD_{tot} = ADD₁ + ADD₂ + ... + ADD_n). Laskentaparametrien arvoja muuttamalla kyseisellä laskentakaavalla voidaan tuottaa sekä realistinen että varovainen altistumisarvio aikuiselle ja lapselle, sekä arvioida myös tausta-altistumista.

Terveysvaikutusten arvioinnissa haitta-aineet jaetaan yleensä vaikutustyyppin perusteella syöpävaarallisiin (karsinogeenit) ja ei-syöpävaarallisiin aineisiin. Ei-syöpävaarallisilla aineilla haitallisia terveysvaikutuksia oletetaan aiheutuvan vasta tietyn kynnystason (threshold) ylittävässä altistuksessa. Terveysvaikutusten arvioimiseksi käytetään terveysperusteisia viitearvoja, joihin arviotua altistumista verrataan. Nämä arvot kuvaavat haitta-aineen turvallista enimmäissaantia tietyn altistumisreitin tai yhteensä kaikkien altistumisreittien kautta. Tyypillisiä kansainvälisten organisaatioiden (U.S. EPA, RIVM, ATSDR) esittämiä terveysperusteisia viitearvoja ovat ei-syöpävaarallisille aineille TDI ja TCA (Tolerable Daily Intake/Concentration in Air), RfD ja RfC (Reference Dose/Concentration) sekä MRL (Minimal Risk Level).

Syöpävaarallisten aineiden arvioidaan lisäävän syöpäriskiä pienimmillään annostasoilla eikä niille siten voi määrittää täysin haitatonta annosta. Tyypillinen oletus on, että ilman kynnystasoa vaikuttavat ainoastaan genotoksiset eli suoraan DNA:han vaikuttavat karsinogeenit. Muille karsinogeneille kynnystaso

syöpävasteen suhteen voidaan siten määrittää. Eri arvojen perusteet on kuvattu perusteellisesti ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014 eli niin kutsuttu PIMA-ohjeessa (YM 2014).

8.2. Ravinnon kautta altistuminen

Kalojen tai äyriäisten käyttö ravintona saattaa aiheuttaa terveysriskejä, mikäli kalan ravintona käytettäviin osiin, lähinnä lihaksiin, on kertynyt merkittäviä haitta-ainepitoisuuksia. Vaikka mitatut pitoisuudet eivät olisi merkittävästi koholla, haitallisille aineille altistumista ravinnonkäytön seurauksena on usein syytä tarkastella tarvittaessa vielä laskennallisesti. Laskennallisia tarkasteluja voidaan tehdä erilaisilla laskentakaavoilla ja lähtöoletuksilla. Keskimääräiseen päivittäiseen haitta-aineannokseen perustuva laskentatapa on peräisin julkaisusta Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014. Toinen mahdollinen laskentatapa perustuu tilastotietoon suomalaisten kulutusmääristä, Euroopan elintarviketurvallisuusviraston saantisuosituksiin ja kalojen pitoisuuksiin.

Riskinarvioinnin haasteena on laskea, kuinka suuri osa vesieliöiden sisältämistä haitallisista aineista voi olla peräisin sedimenteistä. Biokertymistä ja biomagnifikaatiota on käsitelty tarkemmin kappaleessa X.

Ihmisen epäsuora altistuminen sedimentille kalan ja äyriäisten syömisen kautta voidaan laskea kalan ja äyriäisten ennakkoidusta kulutuksesta ja niiden vaarallisten aineiden pitoisuudesta kaavalla:

$$IEC_f = \frac{DI_f \cdot CF_f \cdot af \cdot C_{fish}}{BW}$$

- IECf = epäsuora altistuminen kalan ja äyriäisten syömisen kautta (mg/kg/vrk)
DI_f = kalan/äyriäisten päivittäinen kulutus (lapsi: 0,028; aikuinen: 0,138 kg w.w./vrk)
CF_f = kontaminoitunut fraktio (0,5)
af = absorptiokerroin (1)
C_{fish} = pitoisuus kaloissa/äyriäisissä (mg/kg w.w., mitattu tai laskettu)
BW = ruumiinpaino (lapsi: 15 kg; aikuinen 70 kg)

Olettaen, että ihmisen elämä voidaan jakaa 6 vuoteen lapsuudesta ja 64 vuoteen aikuisuudesta, voidaan laskea kalan ja äyriäisten kulutuksen kautta saatu elinikäinen kokonaisannos seuraavasti:

$$DOSE = \frac{6 \cdot IEC_{fc} + 64 \cdot IEC_{fa}}{70}$$

- IEC_{fc} = lapsen epäsuora päivittäinen kokonaisaltistus (mg/kg/vrk)
IEC_{fa} = aikuisten epäsuora päivittäinen kokonaisaltistus (mg/kg/vrk)
Annos = keskimääräinen elinikäinen päivittäinen altistuminen (mg/kg/vrk)

Riskinarvioinnissa annosta verrataan 10 prosenttiin MTR/TDI-arvoista

8.3 Suoraan sedimentin tai veden käytön kautta tapahtuva altistuminen

Sedimentin, hiukkasten ja veden kanssa kosketuksesta aiheutuvien haitallisten aineiden terveysriskit liittyvät läheisesti kohdealueen käyttötapoihin. Jos aluetta käytetään uimiseen, tiedot paikallisista uimatottumuksista ovat tärkeitä arvioitaessa sedimentin ja sen hiukkasten kanssa kosketuksiin joutumista. Hyödyllisiä paikallisia tietoja ovat esimerkiksi uimapaikkojen sijainti (sedimenttialueiden läheisyys), sopiiko alue kaikille ikäryhmille (hiekkarannat tai kalliomuodostelmat) sekä tilastot uimisen tiheydestä ja kestosta (kokonaisaltistusaika). Lisäksi uimarantojen sedimenttien ja veden ylemmissä kerroksissa suspendoituneen materiaalin haitallisten aineiden pitoisuuden suorat analyysit uintikauden aikana voivat olla hyödyllisiä. Kaikki tämä tarjoaa perustan oletusarvojen korvaamiseksi paikkakohtaisilla arvoilla.

Haitallisia aineita voi kulkeutua myös pölyvästä sedimentistä kasteluveden mukana kasvatettaviin ravintokasveihin tai vastaavasti löylyveden välityksellä höyrystä hengitysilmään. Haitallisille aineille voi myös altistua ihokosketuksessa kahlatessa uimarannoilla.

Uimaveden laadulle ei ole kemiallisten aineiden raja- tai ohjearvoja. Arvio on tehtävä vedessä todettujen aineiden haitallisuuden perusteella. Käytännössä tällöin arvioidaan, onko uimista tai alueen käyttöä tarvetta rajoittaa. Metallit ja epäorgaaniset aineet imeytyvät ihon lävitse huonosti eivätkä pääse verenkiertoon. Pitoisuudet ovat harvoin niin suuria, että aineet vedestä vaikuttaisivat suoraan haitallisesti ihoon, jos vedessä uidaan vain satunnaisesti ja lyhyitä aikoja kerrallaan. Riskinarvion suurin epävarmuus on tiedon puute haitallisten aineiden vaikutuksista ja riskeistä uimavedessä (haitalliset pitoisuudet). Haitallisten aineiden vaikutuksista ihoon on runsaasti tietoa työperäisestä altistumisesta, mutta kyseisellä tiedolla ei ole juurikaan käyttöä arvioitaessa aineen vaikutuksia uimavedessä.

Löylyvedestä syntyy kiukaalle heitettynä aerosoli, jota hengitetään. On todennäköistä, että aineita pääsee elimistöön löylyvedestä enemmän, hengitettynä, kuin esimerkiksi peseytymiseen käytetystä vedestä. Vaikka kerta-altistumiseen ei liittyisi riskejä, säännöllinen veden käyttö lisää altistumista. Esimerkiksi metalleille on työperäisiä HTP-arvoja (haitalliseksi tunnettu pitoisuus) hengitysilmassa.

Mikäli kasvimaata kastellaan vuodesta toiseen haitallisia aineita sisältävällä vedellä, kertyvät haitalliset aineet maahan ja pitoisuus voi kasvaa. Kasvien kyky kerätä maasta haitallisia aineita on lajikohtaista. Myös maaperän ominaisuudet vaikuttavat. Yleensä arvioidaan veden käytettävyyttä kasteluvetenä ja sitä, onko veden käyttöä syytä rajoittaa. Yleisarvio veden sopivuudesta kasteluvodeksi voidaan tehdä veden sisältämien haitallisten aineiden pitoisuuksien perusteella. Kasvimaan maaperästä voidaan analysoida haitallisten aineiden pitoisuudet sen pilaantuneisuuden arvioimiseksi ja arvioida maaperän pilaantuneisuusaste PIMA-periaatteita käyttäen. Ravintokasveista voidaan myös määrittää haitta-ainepitoisuudet ja arvioida niiden käytettävyyttä ravintona esimerkiksi elintarvikkeissa sallittujen enimmäispitoisuuksien perusteella. (Ympäristöministeriö 2014).

8.5 Aineiden yhteisvaikutukset

Pilaantuneella alueella altistumista tapahtuu tyypillisesti samanaikaisesti usealle haitta-aineelle. Tämä on otettava huomioon terveystarvinnassa silloin, kun haitta-aineilla voi olla haitallisia yhteisvaikutuksia. Yhteisvaikutusten arvioimiseksi on tunnettava haitta-aineiden toksikologiset ominaisuudet vähintään yleisellä tasolla. Yhteisvaikutukset voivat olla suoraan summautuvia (additiivisia), mutta ne voivat myös voimistaa (synergistiset vaikutukset) tai heikentää (antagonistiset vaikutukset) oletettuja summavaikutuksia. Koska useimpien haitta-aineiden oletetaan vaikuttavan toisistaan riippumattomasti, yhteisvaikutusten arvioinnissa voidaan yleensä rajoittaa summavaikutuksiin.

Terveystarvinnan arvio perustuu aina ensisijaisesti yksittäisten aineiden riskin arvioon. Haitta-aineiden yhteisvaikutuksia voidaan yleensä pitää suoraan summautuvina eli additiivisina silloin, kun niillä on samanlainen vaikutustapa tai sama vaikutuksen kohde-elin (Meek ym. 2011). Tällöin yhteisvaikutuksia voidaan arvioida laskemalla yhteen yksittäisille aineille määritetyt riskiluvut. Esimerkkinä aineista, joiden yhteisvaikutuksia voidaan arvioida summautuvasti, ovat muun muassa PCDD/PCDF-yhdisteet sekä tietyt öljyhiilivedyt ja torjunta-aineet (esimerkiksi organofosfaatit). Yhteisvaikutusten mahdollisuus arvioidaan kohteessa esiintyvien haitta-aineiden ja niiden toksisuutta koskevan kirjallisuustiedon perusteella (YM 2014).

8.7 Terveystarvinnan määrittely ja kuvaus

Kun sedimentissä olevat haitalliset aineet on tunnistettu ja niiden pitoisuudet on määritetty, niille voidaan tunnistaa vertailussa käytettävät toksisuusarvot. Toksisuusarvot määritetään syöpää aiheuttaville ja ei-karsinogeenisille vaikutuksille. Myös altistumisaika, jolle vaaditaan toksisuusarvo, yksilöidään. Lisäksi tulee selvittää, onko toksisuusarvo krooninen arvo, joka kuvastaa pitkäaikaista altistumista haitalliselle aineelle, vai onko se akuutin toksisuuden arvo, joka edustaa kerta- tai erittäin lyhytaikaista altistumista?

Muiden aineiden kuin genotoksisten karsinogeenien aiheuttaman terveystarvinnan suuruus määritetään vertaamalla arvioitua, yleensä laskettua, altistumista sallittuun enimmäissaantiarvoon tai arvioituun haitattomaan tasoon. Matemaattisesti terveystarvinnan suuruutta voidaan tällöin kuvata riskiluvuilla kuten

vaaraosamäärällä (Hazard Quotient, HQ) tai turvamarginaalilla (Margin of Safety, MOS). Kun $HQ \leq 1$, haittavaikutusten ilmeneminen on epätodennäköistä. Kun $HQ > 1$, haittavaikutusten ilmeneminen on mahdollista. Enimmäissaantiarvon ja laskennallisen altistumisen on oltava aina samassa yksikössä. Altistuminen esitetään joko saatuna annoksena elimistöön ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$) tai pitoisuutena arvioitavassa väliaineessa (esimerkiksi $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tai $\mu\text{g}/\text{l}$). Riskilukujen laskennassa käytetään lasten altistumisessa lapselle spesifistä enimmäissaantiarvoa, jos sellainen on olemassa (esimerkiksi lyijy).

Mikäli kohteessa on useita vaikutuksiltaan additiivisiksi luokiteltavia aineita, näiden yhteisvaikutuksesta aiheutuvaa riskiä voidaan kuvata vaaraindeksillä (Hazard Index, HI), jolloin yksittäisille haitta-aineille määritetyt vaaraosamäärän arvot lasketaan yhteen ($HI = HQ_1 + HQ_2 + \dots + HQ_n$). Tietyille aineille (esimerkiksi PCDD/PCDF-yhdisteet) yhteisvaikutuksesta aiheutuva riski voidaan arvioida myös suhteutettua myrkyllisyyttä kuvaavien toksisuusekvivalenttikertoimien (TEF) avulla (Tarkemmin kuvattu YM 2014).

8.7.1 Ei-genotoksiset aineet

Hyväksyttävänä riskinä ei-genotoksille aineille pidetään yleensä tasoa, jossa arvioitu altistuminen keskimääräisenä päivittäissaantina ilmoitettuna on korkeintaan yhtä suuri kuin aineen sallittu enimmäissaantiarvo ($HQ \leq 1$). Myös vaaraindeksin tulisi tällöin olla korkeintaan yksi ($HI \leq 1$). Kun HQ tai $HI > 1$, arviossa olisi hyvä esittää myös turvamarginaali aineen haitalliseksi tiedettyyn altistumistasoon (NOAEL, No-Observed-Adverse-Effect-Level; NOAEC, No-Adverse-Effect-Concentration) terveysriskin suuruuden havainnollistamiseksi ($MOS = NOAEL$ tai $NOAEC/\text{altistuminen}$).

Koska sallitut enimmäissaantiarvot sisältävät usein jo itsessään tietyn turvamarginaalin, todellisen riskin suuruus ei niitä käytettäessä välttämättä selviä. Eläinkokeisiin perustuvaan NOAEL- tai NOAEC-arvoon verrattuna turvamarginaalin tulisi yleensä olla yli 100 ($MOS > 100$). Kun annos-vaste -tieto perustuu ihmisten altistumiseen, hyväksyttävä turvamarginaali on yleensä 10.

Tulkintaan vaikuttaa kuitenkin aina ainekohtaisen toksisuustiedon luotettavuus sekä toksisuuden vakavuus ja luonne. Enimmäissaantiarvojen taustalla olevia NOAEL- ja NOAEC-arvoja on esitetty muun muassa kynnys- ja ohjearvojen määrittämisestä käsittelevässä julkaisussa (Reinikainen 2007) sekä muissa ainekohtaisissa riskinarvioissa (esimerkiksi WHO:n ohjearvot ja EU:n REACH-riskinarvot). Laskentaan valitun NOAEL- tai NOAEC-arvon perusteet esitetään osana riskien kuvausta (YM 2014).

8.7.2 Genotoksiset aineet

Syöpää voidaan pitää vakavana terveyshahtana, koska jo pienenkin altistumisen oletetaan lisäävän syöpäriskiä. Syöpäriski arvioidaan tällöin yleensä altistumisen aiheuttamana lisäsyöpäriskinä eliniän aikana.

Syöpäriskin arvio voidaan useimmiten tehdä aineen syöpävaarallisuutta kuvaavan annosvasteen kulmakertoimen (SF) tai yksikkösyöpäriskin avulla (esimerkiksi syöpäriski = $LADD \cdot SF$). Altistuminen ja syöpävaaraa kuvaava kerroin tulee ilmaista samassa yksikössä. Hyväksyttävänä lisäsyöpäriskinä yksittäiselle genotoksille karsinogeenille voidaan yleensä pitää tasoa 1×10^{-5} (yksi ylimääräinen syöpätapaus 100 000 ihmistä kohti). Tässä on tarvittaessa huomioitava lasten mahdollinen erityisherkyys. Koska karsinogeenisten aineiden yhteisvaikutusta syövän syntyyn ei täysin tunneta, niiden mahdollista yhteisvaikutusta ei yleensä ole tarkoituksenmukaista arvioida. Terveysriskin kuvauksessa genotoksisten karsinogeenien syöpäriski tulee ensisijaisesti pyrkiä kuvaamaan lisäsyöpäriskinä.

Hyväksyttävän riskin määrittämisessä on aina otettava huomioon käytettävien arviointimenetelmien ja lähtötietojen epävarmuus erityisesti altistumisen arvioinnissa. Päätöksentekoa varten epävarmuutta voidaan havainnollistaa esittämällä riskin vaihteluväli esimerkiksi todenmukaiseen ja pahimpaan realistiseen altistumisarvioon perustuen (tarkemmin YM 2014).

Terveysperusteiset enimmäissaantiarvot eivät ole absoluuttisia raja-arvoja, joissa haitat alkavat tai päättyvät. Haittojen todennäköisyys ja terveysriski kuitenkin kasvaa, mitä enemmän arvo ylitetään. Tästä syystä todellisen turvamarginaalin esittäminen haitalliseksi tiedettyyn tasoon on konkreettisin tapa kuvata terveysterveysriskin suuruutta. Lisäksi on syytä tiedostaa, että syöpäriskiarvioiden perusteella ei voida tarkasti määrittellä yksittäiselle henkilölle tai populaatiolle aiheutuvaa syöpäriskiä eikä mahdollisen alueella ilmenevän syöpätapausten voida yleensä varmuudella päätellä aiheutuvan altistumisesta tietyille haitta-aineelle.

Terveysriskinarvioinnin vertailuarvoina voidaan käyttää uusimpia, tieteellisesti päteviä ja tarkoitukseen soveltuvia enimmäissaantiarvoja, jotka ovat luotettavien kansainvälisten organisaatioiden laatimia tai säätämiä (Näitä löytyy mm. seuraavista tietolähteistä:

- Euroopan kemikaaliviraston (ECHA) kemikaalirekisteri (<https://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals/registered-substances>)
- Yhdysvaltojen ympäristönsuojeluvirasto (U.S. EPA)
- IRIS-tietokanta (<https://www.epa.gov/iris>)
- CompTox –portaali (<https://comptox.epa.gov/>)
- Maailman terveysjärjestö (WHO), syöpävaarallisuuden luokittelut (<https://monographs.iarc.who.int/list-of-classifications>), sisäilmaoppaat
- Euroopan ruokavirasto (EFSA) (<https://www.efsa.europa.eu/en/topics/topic/chemical-contaminants-food-feed>)
- HTP-arvojen perustelumuistiot (<https://www.tyosuojelu.fi/tyoolot/kemialliset-tekijat/raja-arvot/perustelumuistiot>)

Tämän lisäksi on tarvittaessa otettava huomioon mahdolliset muut kansallisessa lainsäädännössä annetut terveysperusteiset vertailuarvot, kuten talousveden laatuvaatimukset (STM 1352/2015) ja hengitysilmaa koskevat raja- ja tavoitearvot (Vna 79/2017 ja Vna 113/2017). Esimerkiksi Yhdysvalloissa suositeltu lähde ihmisterveyden toksisuusarvoiksi on USEPAN Integrated Risk Information System (IRIS, <https://www.epa.gov/iris>). IRIS sisältää vahvistetut toksisuusarvot ei-syöpä- ja syöpävaikutuksille. IRIS on EPA-tietokanta, joka sisältää viraston yksimielisiä tieteellisiä kantoja aineiden mahdollisista haitallisista vaikutuksista ihmisten terveyteen, jotka voivat johtua kroonisesta (tai elinikäisestä) altistumisesta ympäristössä oleville kemikaaleille. IRIS tarjoaa tällä hetkellä tietoa yli 500 tietyn kemiallisen aineen terveysvaikutuksista.

Terveysriskien ja altistumisen arviointia on käsitelty tarkemmin ympäristöhallinnon ohjeessa 6/2014 (YM 2014)

9 Riskinarvioinnin johtopäätökset

Pelkästään haitta-aineiden pitoisuuksien selvittäminen ja ekotoksikologian huomioiminen ei ole aina riittävä lähestymistapa sen selvittämiseksi, vaikuttavatko sedimentin haitta-aineet ekosysteemin tai ihmisten terveyteen. Tämän vuoksi kokonaisvaltaisen riskinarvioinnin päätöksenteossa huomioidaan myös muita arvioinnissa perusteena käytettäviä tutkimus/todistelintoja. Kemiaan ja ekotoksikologiaan perustuvia tutkimustuloksia täydennetään tyypillisesti biokertyvyyden, biomagnifikaation ja pohjaeläinekologian tutkimuksilla, jotka ovat tärkeitä indikaattoreita sedimentin laadulle (Batley ym. 2005, Simpson ym. 2005, Wenning ym. 2005). Subletaalin altistumisen ja vaikutusten biomarkkereita voidaan sisällyttää tutkimuslinjoina mukaan, jos ne edesauttavat arviointia. Kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa tarkastellaan eri tutkimuksista saatuja tuloksia (Integrated Weight-of-Evidence assessment). Tulosten arvon määrittämisessä on kolme lähestymistapaa:

- parhaaseen asiantuntijoiden arvioon perustuvat laadulliset menetelmät,
- puolikvantitatiiviset lähestymistavat, joissa käytetään ranking- tai pisteytysjärjestelmiä ja
- kvantitatiiviset menetelmät, joissa käytetään todennäköisyyteen tai monimuuttuja-analyysiin perustuvia lähestymistapoja.

Riskinarvioinnin toteutukseen on olemassa useita lähestymistapoja. Valintaan vaikuttavat kyseisen aineen ominaisuudet ja niiden aiheuttamat riskit. Arviointi voi sisältää biosaatavilla olevan fraktion analysoinnin, pohjaeliöyhteisön arvioinnin taikka bioanalyysijä tai -testejä joko *in situ*- tai *ex situ*-menetelmillä. Erilaisten menetelmien soveltuvuus tulee arvioida tilanne- ja tapauskohtaisesti (Euroopan komissio 2018).

Luonnoksessa esitetty riskinarviointikehys, jossa lisätutkimustarve arvioidaan muodostetun kynnysarvon perusteella, jonka jälkeen tehdään lisätutkimuksia ja -arviointeja, on erittäin tavallinen sekä Euroopassa että maailmanlaajuisesti. Tämä lähestymistapa soveltuu sekä pieniin että suurempiin sedimenttikohteisiin. Riskinarviointikehys myös huomioi tilanteet, jossa kohonneet haitallisten aineiden pitoisuudet aiheuttavat biologista haittaa ja toisaalta tilanteet, joissa haittavaikutuksia ei esiinny (vaikka pitoisuus on suurempi kuin tausta-arvo, haittavaikutuksia ei aina esiinny).

Jokaisen tutkimuslinjan tulokset kootaan ja tulkitaan erikseen. Myöhemmin, tulokset yhdistetään ja integroidaan, huomioiden epävarmuustekijät ja ammattilaisten tekemä arvio, kokonaisvaltaiseen riskinarviointiin. Haitallisten vaikutusten riskit voidaan jakaa esimerkiksi neljään eri kategoriaan:

Vähäinen	samanlainen kuin vertailuolosuhteissa
Kohtalainen	pieniä tai mahdollisia eroja vertailuolosuhteisiin verrattuna
Korkea	suuria tai merkittäviä eroja vertailuolosuhteisiin verrattuna
Epävarma	vaatii lisätutkimuksia (esimerkiksi yksityiskohtainen kvantitatiivinen arviointi).

Alustavan riskinarvioinnin tulosten perusteella voi olla tarpeen laatia tarkempi ja huomattavasti yksityiskohtaisempi kvantitatiivinen riskinarviointi, joka on laajempi muoto ekologisesta riskinarvioinnista, perustuen kohdekohtaiseen tutkimustietoon ja malleihin. Tarkoituksena on vähentää arvioinnin epävarmuustekijöitä läpinäkyvällä ja luotettavalla tieteellisellä tutkimuksella. Tavallisesti alustavassa riskinarvioinnissa turvaudutaan konservatiivisempiin, suojelua korostaviin tai jopa worst-case tyyppisiin oletuksiin. Arvioinnin edetessä yksityiskohtaisempiin vaiheisiin, arvioinnin tulee perustua realistisempiin oletuksiin.

Yksityiskohtaiseen riskinarviointiin sisältyy yleensä myös syy-yhteyden määrittäminen, erityisesti vastaus kysymykseen siitä, johtuvatko havaitut biologiset vaikutukset sedimentin haitallisista aineista, ja jos johtuvat, mitkä haitalliset aineet ja millä pitoisuuksilla ovat syynä havaittuihin haittavaikutuksiin (esimerkiksi Suter ym. 2002). Vaikka sedimentin stabiilisuusongelmia voidaan käsitellä jo alustavassa riskinarvioinnissa, niitä käsitellään yksityiskohtaisemmin vaiheen 2 tarkemmassa riskinarvioinnissa. Riskit jaetaan tällöin yleensä kolmeen luokkaan:

Vähäinen	samanlainen kuin vertailuolosuhteissa
Kohtalainen	pieniä tai mahdollisia eroja vertailuolosuhteisiin verrattuna
Korkea	suuria tai merkittäviä eroja vertailuolosuhteisiin verrattuna.

9.1 Ongelman laajuus ja vakavuus eli skaalaus

Mittakaavakysymykset on otettava huomioon kohde- ja tilannekohtaisesti. Arvioitu altistuminen suurelta alueelta arvioidaan usein alemmalle tasolle kuin niin sanotun korkean haitta-ainepitoisuuden omaavan hot spotin ollessa kyseessä. Sedimentin pitoisuudet eivät kuitenkaan yleensä vaihtelee pienipiirteisesti, ellei kyseessä ole selvä pistemäinen kuormitustekijä tai jokin äkillinen päästölähde (esim. onnettomuus). Edellä mainituissa tapauksissa tutkimuksella ei tulisi laimentaa niin sanottuja hot spot -pisteiden aiheuttamaa riskiä käyttämällä keskiarvoa, johon yhdistetään ympäröivien puhtaampien alueiden tuloksia, vaan näiden hot spot alueiden aiheuttamaa riskiä tulee arvioida erillisinä tekijöinä, ottaen huomioon korkeiden pitoisuuksien alueet, jotka voivat toimia haitta-ainelähteinä varsinkin biokertyville aineille. Muissa tapauksissa voidaan hyödyntää kokoomanäytteenottoa laajemman sedimenttialueen tutkimiseen.

Pilaantuneisuuden laajuus voidaan karakterisoida käyttämällä erilaisia näytteenottostrategioita ja -tapoja kuten satunnainen ja ositettu satunnaisotos; päätös siitä, mitä menetelmää käytetään, on kohdekohtaista. On tärkeää kartoittaa, miten laajalle pilaantunut alue ulottuu, ja onko virtausten tai häirinnän takia mahdollisuus haitallisten aineiden kulkeutumiselle kauemmaksi vesialueella.

9.2 Epävarmuuden käsittely

Riskinarviointiin sisältyy aina epävarmuutta, joka aiheutuu muun muassa puutteellisista kohdetiedoista ja arviointimenetelmien rajoitteista. Epävarmuus kasvaa sitä suuremmaksi, mitä pitkäaikaisempia ja monimutkaisempia tapahtumia tai ilmiötä riskin määrittelyyn liittyy. Epävarmuus onkin sisäänrakennettuna ominaisuutena kaikissa mahdollisissa riskinarvioinneissa. Riskinarviointiprosessissa huomioidaan seuraavien tekijöiden keskinäinen riippuvuusuhde: tieteellinen epävarmuus ja riskienhaltijoiden kyky tehdä riskinhallintapäätöksiä. Tavoitteena siirryttäessä alkuvaiheen seulonnasta, useampia tutkimuslinjoja sisältävään, yksityiskohtaisempaan kvantitatiiviseen arviointiin, on vähentää epävarmuustekijöitä ja lisätä luottamusta päätöksentekoprosessiin. Esimerkiksi biorikastumispotentiaalin arvioinnissa, kohdekohtainen tieto ja paikallisten lajien muodostama ravintoverkko rajoittaa epävarmuustekijöitä käytettäessä kirjallisuuteen perustuvia kertymis- tai ravintoverkkomalleja.

Malleihin liittyviä epävarmuustekijöitä ei voida täysin poistaa. On olemassa kahdentyyppistä epävarmuutta. Stokastinen epävarmuus viittaa arvioitavan järjestelmän luontaiseen satunnaisuuteen, ja sitä voidaan kuvata ja arvioida, mutta sitä ei voida minimoida. Inhimillisestä virheestä tai puutteellisesta tiedosta johtuvaa epävarmuutta voidaan pienentää. Jos kyseessä on biomagnifikaation arviointi, jälkimmäisen epävarmuustyyppin tärkeimmät epävarmuustekijät ovat vaihtelu mallin syötteissä (empiirisesti havaittu vaihtelu ja/tai tiedon puute ovat tärkeimmät parametrit kuten myös oletukset ja yksinkertaistukset, jotka ovat luontaisia tietyn mallin rakenteelle). Stokastinen epävarmuus johtaa mallin sisäisiin rajoituksiin, jotka eivät johdu sen tiedon puutteesta tai puutteellisesta laskentatehosta.

Arvioinnin epävarmuustarkastelussa tarkoituksena on tuottaa perusteltu arvio riskinarvioinnin luotettavuudesta ja siitä, voiko arvioinnin tuloksia pitää riittävinä kunnostustarpeen todentamiseksi. Epävarmuustarkastelun perusteella voidaan siten tunnistaa mahdollinen tarve lisätutkimuksiin tai riskinarvioinnin muuhun tarkentamiseen. Epävarmuustarkastelu voidaan toteuttaa ja kuvata erillisenä tarkasteluna tai tehdä erikseen jokaisesta arviointivaiheesta (kohdetiedot, käsitteellinen malli, näytteenotto ja menetelmät, kulkeutumisriskit, terveys- ja turvallisuusriskit sekä ekologiset riskit). Riskinarvioinnin dokumentoinnissa on käytävä ilmi, miten epävarmuus arvioinnissa on otettu huomioon. Tähän voivat liittyä esimerkiksi kuvaus siitä, perustuuko haittojen ja riskien määrittäminen realistisiin vai konservatiivisiin oletuksiin, sekä perusteet käytettyjen lähtötietojen ja arviointimenetelmien valintaan.

Epävarmuutta voidaan tavallisesti vähentää käyttämällä arviointiin useita eri menetelmiä ja suorittamalla kohteessa riittävästi arviointia tukevia mittauksia ja laskentoja. Kolme yleistä menetelmää epävarmuutta aiheuttavien tekijöiden käsittelemiseksi ovat: herkkyysanalyysi, Monte Carlo-simulaatio ja seurantatietojen käyttö mallin kalibrointiin. Laskennallisiin tarkasteluihin tulisi sisältyä aina herkkyystarkastelua, jossa arvioidaan tärkeimpien muuttujien vaikutusta laskentatuloksiin. Tämä on erityisen tärkeää pitkän ajan kuluessa mahdollisesti aiheutuvia haittoja tarkasteltaessa. Epävarmuustarkastelua kuvataan tarkemmin muun muassa ympäristöhallinnon ohjeessa 6/2014 (YM 2014).

Mikäli pitkän aikavälin riskien laajuuden ja suuruuden arviointiin sisältyy huomattavaa epävarmuutta, jota ei voida kohtuullisilla lisätutkimuksilla tai muilla arviointimenetelmillä vähentää, voidaan suunnitella tarkkailuohjelma tilanteen kehittymisen seuraamiseksi pidemmän ajan kuluessa.

9.3 Riskien hyväksyttävyyden ja kunnostustarpeen todentaminen

Usein ympäristö- ja terveysriskien arvioinnissa haittojen ja riskien hyväksyttävyyden kytkeytyy ensisijaisesti arvioinnissa käytettyihin vertailuarvoihin. Vertailuarvojen ylittymistä tai alittumista ei tule kuitenkaan tulkita liian suoraviivaisesti, vaan siinä on otettava aina riittävällä tavalla huomioon arvioinnin kokonaisepävarmuus ja lähtökohdat, kuten:

- arviointialueiden ja -kohteiden rajausten, herkkyys ja tarvittava suojelun taso,
- vertailuarvojen perusteet,
- kohdetutkimusten monipuolisuus ja tehtyjen mittausten tai arvioiden edustavuus,
- laskentamenetelmien kohdekohtainen soveltuvuus ja rajoitteet sekä
- arvioinnin ajallinen ulottuvuus.

Esimerkiksi vesistön ekologisella herkkyydellä on merkitystä siihen, miten tietyn ympäristömatriisin laadun yleisillä vertailuarvoilla voidaan kuvata todellisia ympäristövaikutuksia. Vertailuarvot eivät välttämättä ota huomioon haitallisten aineiden mahdollisia yhteisvaikutuksia tai muita mahdollisia riskitekijöitä (esimerkiksi alhainen pH, happipitoisuus, veden kovuus), mistä syystä arvioinnin perustuminen suoraan vertailuarvoihin voi aliarvioida todellisia vaikutuksia. Toisaalta ekotoksikologisin perustein määritetyt vertailuarvot eivät aina ota huomioon monia vaikutuksia todellisuudessa vähentäviä tekijöitä kuten esimerkiksi eliöstön sopeutumista ja biosaatuuden pientymistä ajan myötä. Kohdetutkimusten ja niihin perustuvien laskentojen osalta onkin tärkeä huomioida, että esimerkiksi tietyn haitta-aineen vertailuarvon ylittyminen yksittäisissä näytteissä ei tarkoita sitä, että haitta tai riski kokonaisuudessaan tutkittavalla kohdealueella olisi merkittävä (vrt. arviointi-/näytteenottoalueen rajausten ja edustava näytteenotto).

Edellä mainituista syistä johtuen arvio riskiperusteisesta kunnostustarpeesta pohjautuu aina kokonaisuutena, jossa erityisesti valvontaviranomaisen, mutta tarvittaessa myös muiden sidosryhmien näkemykset on pyrittävä ottamaan huomioon jo ennen varsinaisen arviointityön aloittamista. Tällöin viranomaisen ja mahdollisten muiden tahojen näkemykset haittojen ja riskien hyväksyttävyydestä voidaan sisällyttää riskinarvioinnin tavoitteenasetteluun ja huomioida sen toteutuksessa.

Haitallisia aineita sisältävien sedimenttien kunnostustarve ympäristön pilaantumisaarvojen osalta määräytyy riskinarviointitulosten yhdistämisen perusteella. Tässä vaiheessa on tehtävä kaikkia todistelinjoja hyödyntävä kokonaisvaltainen riskinarviointi ja vastattava kysymykseen ovatko, sedimentin mahdollisen pilaantumisen haitat ja riskit hyväksyttävällä alueen nykyisessä tilassa ilman toimenpiteitä vai tarvitaanko kohteessa kunnostamista tai muita toimia riskien hallitsemiseksi.

Jos määritettyjä riskejä ja haittavaikutuksia kokonaisvaltaisen riskinarvioinnin todistelinjoja hyödyntäen (kulkeutumisriskit, terveysriskit sekä ekologiset riskit) voidaan pitää merkityksellisen pieninä ja hyväksyttävänä arviointia koskeva epävarmuus huomioiden, alueella ei ole kunnostustarvetta. Jos kunnostustarve riskinarvioinnin perusteella todetaan, toteutetaan tarvittavat toimet merkitykselliseksi arvioitujen haittojen tai riskien vähentämiseksi hyväksyttävälle tasolle riskinarvioinnin tuloksia hyödyntäen. Itse mahdollista kunnostamista harkittaessa on otettava huomioon kunnostamisen kestävyys, jolloin pitää huomioida myös sosioekonomiset tekijät (luku 10)

Ekologisten riskien kuvauksessa olennaista on verrata eri menetelmillä saatuja tuloksia kohteessa tehtyihin havaintoihin ja suhteuttaa tiedot riskinarvioinnille asetettuihin tavoitteisiin. Arvioitaessa ekologisten riskien merkittävyyttä ja niitä koskevia toimenpidetarpeita on tärkeä ottaa huomioon myös päätöksenteon muut lähtökohdat kuten kohdealueen tulevat käyttötarkoitukset ja mahdollisten riskinhallintatoimenpiteiden kokonaisuhyödyt ja haitat. On mahdollista, että tyypillisen sedimentin ruoppaamisen perustuvan kunnostustoimenpiteen haittavaikutukset sedimentin tai vesialueen eliöstölle, voivat olla sedimentin pilaantumisen aiheuttamia ekologistia riskejä suurempia. Tästä syystä ekologisen riskinarvioinnin johtopäätökset on perusteltava hyvin ja kytkettävä aina riittävän aikaisessa vaiheessa osaksi mahdollisen riskinhallinnan suunnittelua ja toteutusta

10 Kestävästi toteutettu sedimenttihanke

10.1 Kestävä riskienhallinta

Pilaantuneita alueita koskevan lainsäädännön ja myös sedimenttien kunnostusta koskevan ohjeistuksen näkökulmasta sanalla riski viitataan haitta-aineiden mahdollisesti aiheuttamaan vaaraan tai haittaan, joka voi vähentää väestön tai yksilön terveyttä, heikentää ympäristön laatua tai häiritä luonnon toimintoja. Sedimentillä ei yleensä ole lainsäädännöllistä kunnostustarvetta, mutta ympäristö- ja terveysriskinarvion tai sedimenttiin kohdistuvien toimenpiteiden seurauksena haitta-ainepitoisen sedimentin riskienhallintatarve voi konkretisoitua. Mikäli haitta-aineista aiheutuvaa riskiä ei voida hallita ilman pitoisuustason pienentämistä, on pitoisuustason vähentämiseksi valittava kunnostusmenetelmä (Laitinen ym. 2022).

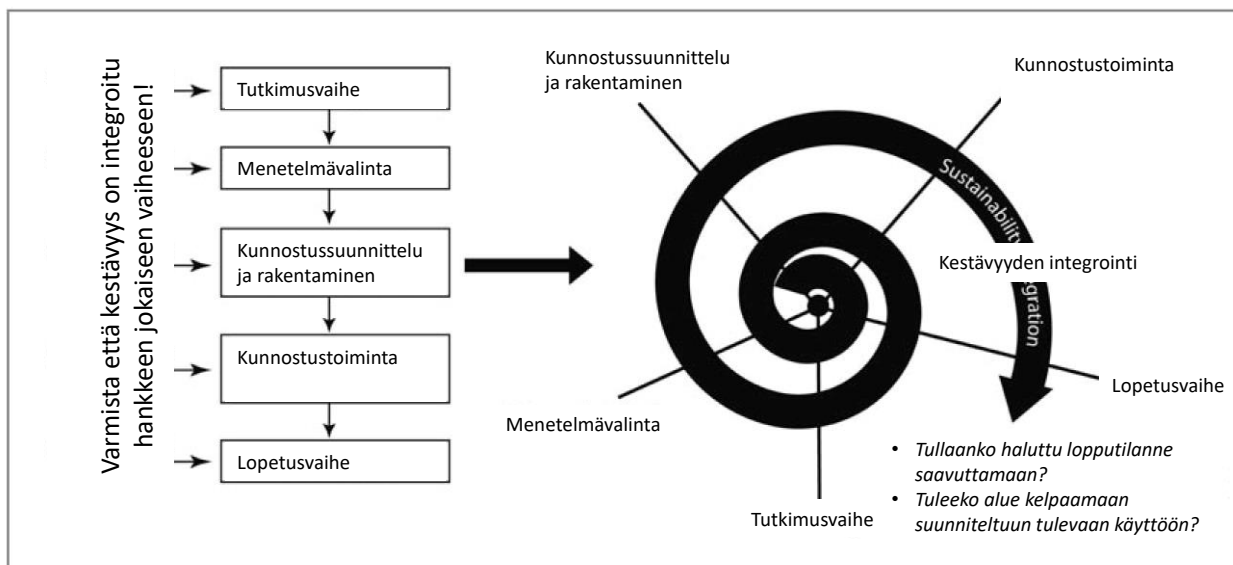
Ympäristöministeriön rahoittamassa Sedimenttien kunnostustoimenpiteiden kestävyuden arviointi (SEDKE) -hankkeessa tavoitteena oli koota tietoa sedimenttien kestävien kunnostustoimenpiteiden arvioinnista, suunnittelusta ja periaatteista sekä kehittää arviointiin tarvittavia työkaluja ja yleisiä suosituksia. Tulokset on esitetty erillisessä raportissa.

Riskienhallinnan ongelmana voivat olla tietyt vakiintuneet toimintatavat, kuten terveyskeskeinen tarkastelu tai tavoite riskien täydelliseksi välttämiseksi, eli haitta-aineen täydellinen poistaminen tai pitoisuuksien pienentäminen jonkin tietyn viitearvon alle. Kestävässä riskienhallinnassa täydellisen välttämisen vaihtoehdoiksi tunnustetaan myös riskin hyväksyminen, pienentäminen sekä siirtäminen. (Laitinen ym. 2022). Sedimentin osalta tällaisia vaihtoehtoja ovat esimerkiksi monitoroitu luontainen puhdistuminen, sedimentin peittäminen tai pilaantuneen sedimentin paikalleen jättäminen.

Näiden vaihtoehtoisten tavoitteiden kautta mahdollistuu joukko toimenpiteitä, joista useat ovat kokonaiskestävyydeltään (vaikutukset ympäristöön sekä sosiaalisten ja taloudellisten vaikutukset) tasapainossa. Kestävän riskienhallinnan tavoitteena on varmistaa, että toimenpiteillä saavutettavat hyödyt ovat pitkän ajan kuluessa suuremmat kuin toimien aiheuttamat haitat, ja että työn lopputulos vastaa riittävällä tavalla kaikkien keskeisten sidosryhmien tarpeita. Kestävimmän ratkaisun löytäminen edellyttää monesti kompromisseja. Kestävä riskienhallinta edellyttää, että useat toimijat ja sidosryhmät kykenevät muodostamaan yhteisen tahtotilan, käsittelemään ja viestimään riskeistä realistisesti sekä tekemään valintoja. Kestävä riskienhallinta on siten monitahoinen ratkaisu, jolla on laaja ympäristöllisiä, taloudellisia sekä yhteiskunnallisia vaikutuksia koskeva hyväksyntä (Laitinen ym. 2022).

10.2 Kestävyys suunnitteluvaiheessa

ISO-standardi 18504:2017 määrittelee yleisesti kestävä kunnostushankkeen vaiheet. Kestävyysnäkökohdat tulisi huomioida vesistö-kunnostushankkeen koko elinkaaren ajan (ISO 18504 2017).

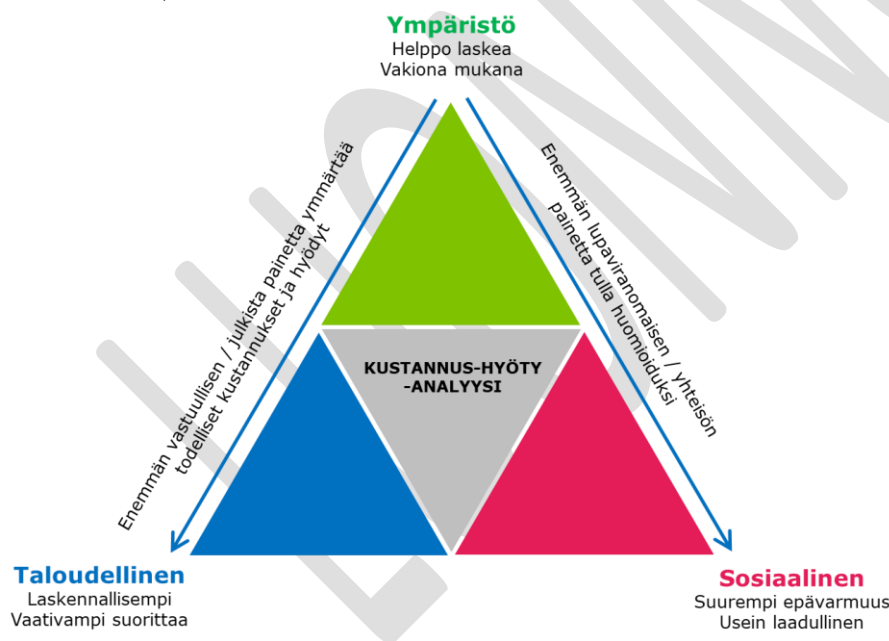


Kuva 12. Kestävyys vaihe vaiheelta -integrointi kunnostushankkeeseen (ISO 18504 2017).

Riskienhallintamenetelmän valinta on tärkeimpiä kunnostuksen kestävyysvaikuttavia valintoja, ja sillä on vaikutuksia esimerkiksi luonnonvarojen käyttöön, hankkeen aikatauluun, budjettiin, alueen lähiympäristöön ja hiilidioksidipäästöihin. Sedimentille käytettävissä olevia riskienhallintamenetelmiä on suuri määrä, mukaan lukien in situ - ja on site -käsittelyt sekä monitoroitu luontainen puhdistuminen (mm. Reis ym. 2007, ITRC 2014). Mikään menetelmä ei ole lähtökohtaisesti kestävä tai kestämaton, joten riskienhallintamenetelmän vaikutukset täytyy arvioida kohdekohtaisesti riskinarvioinnin tapaan. Arviointi on aina ajasta, paikasta ja toteuttajasta riippuvainen prosessi. Arvioitavien menetelmien tulee olla teknisesti toteuttamiskelpoisia ja parasta käyttökelpoista tekniikkaa (Laitinen ym. 2022).

Yksinkertaisimmillaan arviointi on kvalitatiivista eri ratkaisujen vertailua. Kvalitatiivinen tarkastelu on usein riittävää ja sen tulokset ovat yksiselitteisimpiä. Joissakin tapauksissa on tarpeen tehdä kvantitatiivisempaa tarkastelua. Käytettävissä on useita erilaisia kestävyysarviointiohjelmiä, jotka auttavat kestävyysvertailussa. Kehittyneimmät niistä laskevat hyvin tarkasti esimerkiksi vaihtoehtojen ilmastovaiikutuksia koko niiden elinkaaren ajalta. Monimutkaisimpia menetelmiä käytettäessä korostuu niiden käyttäjän ymmärryksen hankkeesta merkitys ja käytettäväksi valitut kestävyysindikaattorit. Huolimattomasti toteutettuna laskennallinen tarkastelu voi johtaa harhaan (mm. Ympäristöministeriö 2014, Nihtilä 2016).

Eräs erityisen hyvin sedimenttihankkeille soveltuva kestävyystarkastelumenetelmä on kustannus-hyötyanalyysi (Fizpatrick ym. 2019). Siinä käytettävien menetelmien valittuja ympäristö-, sosiaalisia ja taloudellisia vaikutuksia pyritään yhteismitallistamaan, jolloin ne ovat asetettavissa paremmuusjärjestykseen. Tarkasteltavat toteutuspolut ja eri indikaattoreiden painoarvo päätetään optimitilanteessa mahdollisimman laajasti hankkeen sidosryhmiä edustavan ohjausryhmän kesken. Kestävin menetelmä on se jolla saavutetaan suurin/eniten hyötyä tai riittävä ympäristön tila pienimmällä panostuksella tai rahoituksella (Vahanne & Vestola 2007).



Kuva 13. Kustannus-hyötyanalyysi. Yhdistetty arviointi huomioi useita eri näkökulmia (Fizpatrick ym. 2019).

Sovittamalla riskienhallintamenetelmä alueen kehitykseen, ympäristöolosuhteisiin ja riskiperusteiseen puhdistustavoitteeseen, on mahdollista päästä kestävämpään ratkaisuun ja vähentää kunnostuksen haitallisia vaikutuksia alueella käynnissä oleviin muihin hankkeisiin sekä yhteiskuntaan ja ympäristöön (Laitinen ym. 2022).

Suunnitteluvaiheessa riskienhallintamenetelmän valinnan lisäksi massojen käsittelytavan ja sijoituspaikan (in situ, meriläjitys, hyötykäyttö on site - tai off site -vastaanottoaika) valinnalla voidaan useimmissa hankkeissa vaikuttaa voimakkaasti niiden vaikutuksiin. Myös mm. suojaukset ja varautuminen ovat tärkeitä hankkeen kestävyysvaikutuksien kannalta. Keskeistä on tunnistaa, onko ruoppaus tai kunnostus yleensäkin tarpeen ja miten käytettävien menetelmien negatiivisia vaikutuksia lievennetään.

10.3 Kestävyys toteutusvaiheessa - vesiympäristö

Toteutusvaiheessa hankkeen kestävyteen voidaan vaikuttaa suhteellisen paljon. Kestävyttä voidaan parantaa ruoppauksen yhteydessä mm. valitsemalla mahdollisimman vähän resuspensiota aiheuttava ruoppausmenetelmä, käyttämällä siltti- tai kuplaverhoja, huomioimalla ruoppauksen yhteydessä muodostuvat jäännöspitoisuudet ja ajoittamalla toimenpiteet oikein. Käytettävillä materiaaleilla, mm. stabiloinnin sideaineilla, tai laiturirakenteiden teräsosilla, on merkittäviä ympäristövaikutuksia.

Merikuljetusten ja meriläjityksen kestävyttä voidaan parantaa valitsemalla toimintaan mahdollisimman vähän häiriötä aiheuttavia ajankohtia ja valitsemalla läjitysalue oikein. Läjitettävien massojen laadusta, rakenteesta ja kulkeutumisherkkyydestä ennakoitu läjityksen jälkeinen tilanne tulee tarkastella ennakkoon huolellisesti suhteessa läjitysalueen lähtötilanteeseen. Läjitystapahtumaan liittyvän eliöstön altistuksen määrää ja sedimentin kulkeutumista voidaan myös mallintaa niin ruoppaus- kuin läjitystapahtumassa.

In situ -kunnostushankkeissa, joita on suhteellisen vähän kaikista sedimenttihankkeissa Suomessa, korostuu menetelmävalinnan merkitys. Tosin *in situ* -menetelmiin lukeutuva Monitoroitu luontainen puhdistuminen (MNR) -menetelmä on valikoitunut käytettäväksi menetelmäksi useissa hankkeissa (Magar ym. 2009). Sen kestävyys ja hyväksyttävyys riippuu tarkasteltavasta aikajänteestä ja hyväksyttävissä olevista jäännösriskeistä. Usein MNR on kestävä ratkaisu erityisesti ympäristövaikutusten ja investointikustannusten näkökulmasta, mutta se voi olla ristiriidassa tulevaisuuden vastuukysymyksen kestävä hallinnan kanssa (Ympäristöministeriö 2014). Menetelmään kuuluu laaja ja pitkäaikainen tarkkailu. Sen vuoksi se ei koskaan ole ns. ”Ei toimenpiteitä” -vaihtoehto.

10.4 Kestävyys toteutusvaiheessa - maaympäristö

Vaikka haitta-ainepitoisten sedimenttien maalle läjitys on todennäköisesti meriläjitystä kestävämpää, erityisesti, jos massat ovat hyvin pilaantuneita tai maalle läjitykseen liittyy massojen hyötykäyttöä, on myös maalle läjityksellä omat ongelmansa kestävyysnäkökulmasta. Maaympäristössä sedimenttejä käsiteltäessä ja sijoitettaessa alueidenkäytön kestävyysnäkökulmat tulevat erityisen tärkeiksi. Hankkeiden sosiaaliset ja taloudelliset vaikutukset ovat helposti suuret suhteessa meriläjitykseen.

Läjitystarpeiden huomioimisesta tulisi tehdä maankäytön suunnittelussa jatkuva pitkäjänteinen prosessi, jonka tuloksena syntyy kaavallinen valmius pitkäaikaiseen maalläläjitystoimintaan. Parhaimmillaan, jos ruoppausmassojen läjitys mahdollistaa alueen entistä paremman käytön, se voi johtaa läjitysalueen arvonnousuun.

Sedimentin kuivatus ja suotoveden puhdistus on hankalaa ja kallista. Sekä puhdistamattomien suotovesien johtaminen että huonosti kuivatettujen massojen kuljetus heikentävät sedimenttihankkeen kestävyttä. Sedimentin maakuljetus kauas kohteelta aiheuttaa paitsi ilmastovaikutuksia, myös mm. melua ja kuljetusreittien likaantumista, liikenneturvallisuuden heikentymistä, pölyämistä sekä kustannusvaikutuksia. On huomattava, että myös loppusijoituspaikassa *off-site* aiheutuu ympäristövaikutuksia ja käsittelytarvetta tilantarpeesta ja sinne siirtyneistä riskeistä johtuen.

Toimenpiteiden ilmastovaikutuksiin voidaan vähentää erityisesti pitämällä kuljetusmatkat lyhyinä ja käyttämällä mahdollisessa stabiloinnissa ilmastovaikutuksiltaan vähäisiä sideaineita, mm. uusiomateriaaleja ja sivutuotteita. Meri- ja raidekuljetus aiheuttavat maantiekuljetusta vähemmän ilmapäästöjä. Erityisen paljon päästöjä voidaan vähentää hyötykäyttämällä ruoppausmassoja. Vaikka ruoppausmassat soveltuvat yleensä lähtökohtaisesti huonosti minkäänlaiseen rakentamiseen, voidaan niiden ominaisuuksia siihen parantaa, ja rakentaa niistä mm. kenttiä ja puistoympäristöjä. Suurien massamäärin hallintaan soveltuu tähän käyttöön erityisesti suunniteltu käsittelyratkaisu, CDF (confined disposal facility). Alueen varaaminen sellaiselle tulisi tapahtua jo maakuntakaavavaiheessa ja alueen rakentamisen ja loppukäytön optimoimiseksi sen käyttötarkoitus tulisi olla selvillä alusta saakka. Onnistuneista CDF-projekteista erilaisiin käyttötarkoituksiin on olemassa runsaasti kansainvälisiä esimerkkejä. Myös sedimentin käytöstä kosteikkoalueiden ennallistamiseen sekä rannan eroosiosuojaukseen on hyviä esimerkkejä.

Taulukko 1. Ruoppausmassojen käyttömahdollisuudet maa- ja infrarakentamisessa + = soveltuu hyvin ja - = soveltuu huonosti (Paalasmaa, 2018).

	Pehmeä savi	Siltti	Hiekka	Tiivis savi	Sora	Kiviaines
1. Vesirakentaminen ja erilaiset penkereet						
Rantaeroosion estäminen	-	-	+	-	+	+
Maa-alueen luominen / parantaminen	+	+	+	+	+	+
Rannikkoalueiden suojaaminen	-	-	+	-	+	+
Rannikkoalueiden suojaaminen geotuubeilla	-	-	+	-	+	-
2. Ympäristöä tukeva toiminta						
Jättemaiden peittäminen	+	+	+	+	+	-
Vanhat teollisuusalueet	+	+	+	+	+	-
Louhosten ja kaivosten täyttö	+	+	+	-	-	-
Puistot sekä urheilu- ja virkistysalueet	+	+	+	+	+	-
Kosteikkojen suojelu	+	+	+	-	-	-
Neitseellisen sedimentin suojaaminen	+	+	+	+	+	+
Tekosaarien luominen linnustolle	-	+	+	+	+	+
3. Maatalous ja rakennustuotteet						
Betonin valmistus	-	+	+	-	+	-
Teiden rakennekerrokset ja vallit	-	-	+	-	+	+
Maa- alueiden peittäminen	-	+	-	+	-	-
Maakerroksen pintamateriaalin tuotanto	+	+	+	-	-	-
Tiilet	+	-	+	+	-	-
Lannoitteet	+	+	+	+	-	-

10.5 Kansainvälinen ja kotimainen ohjeistus

SEDKE-hankkeessa laadittiin katsaus siitä, miten sedimentin kestävä hallinta on toteutettu EU:ssa ja muissa maissa. EU-tasolla tavoitteena on pilaantuneen sedimentin aiheuttamien riskien hallinnan sijaan usein ollut esimerkiksi rantaeroosion vähentäminen, tulvariskien pienentäminen tai vesivoiman tuotannon, keinokastelun ja navigoinnin turvaaminen. Sedimentin kulkeutumisen hallinta liittyy usein koko jokisysteemin tai laajemman rannikkoalueen suunnitteluun (Unesco 2019). Ohjeistuksessa korostetaan kokonaisvaltaisen tarkastelun ja valtioiden välisen yhteistyön lisäksi riittävän pitkää ja laadukasta tutkimus- ja tarkkailuaineistoa. Keskeisiä sedimenttihankkeiden kestävyttä ohjaavia dokumentteja ovat Vesipuitedirektiiviin liittyvä tekninen ohjedokumentti (Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) 2022) ja Merialuedirektiivi.

Ruotsissa ja Norjassa on molemmissa toteutettu äskettäin kattava kartoitus pilaantuneiden sedimenttikohdeiden sijainnista (Jersak ym. 2016, Miljødirektoratet 2023). Tuloksia halutaan käyttää hyvän yleiskuvan ja tietämyksen hankkimiseen pilaantuneiden sedimenttialueiden laajuudesta ja pilaantumisen asteesta, jotta toteutettavat toimenpiteet olisivat tehokkaita. Keskeinen työkalu riskinarvioinnin ja sedimentin käsittelyn ohjeistuksen lisäksi on alueiden priorisointi. Lisäksi pyritään hyvien käytänteiden ja kokemusten keräämiseen sekä kohteiden systemaattiseen kunnostukseen ja raportointiin.

Suomessa on tehty sedimentin pilaantuneisuuden taustaselvityksiä vuosina 1997 (Salo ym. 1997) ja 2011 (Jaakkonen 2011). Vesistö- ja sedimenttihankkeiden toteutusta ohjaa mm. alueiden käytön ohjeistus, jossa kestävä kehitys on tärkeänä periaatteena. Vesilain mukaisissa hakemuksissa tehdään yhteisvaikutusten ja kokonaisuhyödyn tarkastelu. Muita keskeisiä dokumentteja ovat Suomen merenhoitosuunnitelma (Suomen merenhoitosuunnitelma 2023) sekä Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje (Ympäristöministeriö 2015). Lisäksi muissa vesistön kunnostus-suunnitteluoppaissa ja -ohjeistuksissa sivutaan kestävyysnäkökulmaa,

mutta kestävyysnäkökulma ei niissä ole systemaattisesti mukana. Sijoitusta ja hyötykäyttökelpoisuutta maalle ohjaavat mm. Vna 214/2007 kynnys- ja ohjeet sekä liukoisuus- ja hyötykäyttökelpoisuustestit ohjeistuksineen.

10.6 Lopuksi

Pilaantuneiden sedimenttien kunnostaminen tarkoittaa toimintaa, jossa kunnostuksen kokonaisuhyödyt kohteessa ylittävät mahdollisimman paljon sen negatiiviset kokonaisvaikutukset (Ympäristöministeriö 2014).

Kestävästi toteutettu vesistö- ja sedimenttihankkeen lähtökohtana voidaan käyttää alan BAT-manuaaleja, mm. TBT BATman -hankkeen ohjeistusta (Vahanne ja Vestola 2007, Vahanne ym. 2007), sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjetta (Ympäristöministeriö 2015) sekä pima-riskienhallintaohjeistusta (mm. Ympäristöministeriö 2014). Ympäristön kannalta hyvin toteutettu hanke on yleensä myös kestävästi toteutettu. Rajoituksena näissä ohjeistuksissa kuitenkin on, että ympäristöriskit usein korostuvat tarkastelussa sosiaalisten ja taloudellisten riskien kustannuksella. SEDKE-taustaraportissa ja muissa kestävyysohjeistuksissa on kuvattu menetelmiä, joilla kestävyuden eri osatekijät voidaan ottaa tasapainoisemmin huomioon.

Hankkeiden kestävä toteutus edellyttää myös huolellista riskienhallintaa, jossa avainasemassa ovat tarkoituksenmukainen ja hyvin toteutettu tarkkailu, sekä varautuminen erilaisiin yllättäviin tilanteisiin ja onnettomuuksiin. Kestävyysnäkökohdat tulee huomioida hankkeen kaikissa vaiheissa. Huomioimisesta tulisi tehdä rutiini joka sisältää kestävyysarviointiin perustuvan kestävyysuunnitelman tekemisen jokaiselle hankkeelle, sekä sen toteutumisen systemaattisen, huolellisen ja objektiivisen seurannan osana työmaavalvontaa ja kokouskäytäntöjä. Suunnitelmaa päivitetään tarvittaessa. Lopuksi laaditaan raportti kestävyystavoitteiden toteutumisesta hankkeessa. (Laitinen ym. 2022)

Kestävyuden parantamiseen ja kestävyysasioiden käsittelyyn tulisi sitouttaa hankkeen sidosryhmät mahdollisimman laaja-alaisesti (U.S. EPA 2002). Vain sidosryhmien laaja-alainen osallistaminen mahdollistaa kestävimpien ratkaisujen edellyttämät kompromissit, joihin kaikki osapuolet voivat sitoutua ja olla tyytyväisiä.

Lähteet

- Ahkola, H. & Siimes, K. Passiivikeräimien käyttö vesien haitta-aineseurannassa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 46 /2022. <http://hdl.handle.net/10138/351138>
- Ahkola, H. & Salminen, J. 2019. Uuden ruoppausohjeen soveltamisesta. Kestävä ruoppaus- ja läjitystoiminta (KERTOMA) Julkaisematon. 28 s.
- Ahkola, H., Lindholm-Lehto, P., Perkola, N., Väitalo, P., Meriläinen, P., Mäenpää, K., Stelze, J.A.A., Heiskanen, I., Järivistö, J., Nuutinen, J. & Leppänen, M.T. 2021. A preliminary study on the ecotoxic potency of wastewater treatment plant sludge combining passive sampling and bioassays. *Sci. Tot. Environ.* 758, 143700. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143700>
- Anderson, J., Grapentine, L., Santiago, R., Zarull, M., Boyd, D., DeBarros, C., Fletcher, T., Inch, P., Richman, L., Abernethy, S. et al. 2008. Canada-Ontario decision-making framework for assessment of Great Lakes contaminated sediment. Downsview (ON): Environment Canada: 84 p.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Arnot, J.A. & Gobas, F.A.P.C. 2004. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems, *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 2343–2355.
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.-M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuori, K.-M. 2012: Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. – Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. Suomen ympäristökeskus. 144 s.
- Arp, H.P., Breedveld, G.D. & Cornelissen, G. 2009. Estimating the in situ sediment – porewater distribution of PAHs and chlorinated aromatic hydrocarbons in anthropogenic impacted sediments. *Environ. Sci. Technol.* 43: 5576-5585.
- Baguley, J., Montagna, P., Cooksey, C., Hyland, J., Bang, H., Morrison, C., Kamikawa, A. et al. 2015. Community response of deep-sea softsediment metazoan meiofauna to the Deepwater Horizon spill blowout and oil spill. *Marine Ecology Progress Series* 528: 127-140.
- Baršienė, J., Lehtonen, K., Koehler, A., Broeg, K., Vuorinen, P.J., et al. 2006. Biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus*) and mussel (*Mytilus edulis*) in the Klaipėda-Būtingė area (Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin* 53: 422-436.
- Batley, G.E., Stahl, R.G., Babut, M.P., Bott, T.L., Clark, J.R., Field, L.J., Ho, K., Mount, D.R., Swartz, R.C. & Tessier, A. 2005. The scientific underpinnings of sediment quality guidelines. In: Wenning, R., Batley, G., Ingersoll, C. & Moore, D. (eds) *Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments*. SETAC Press, Pensacola.
- Bay, S.M., Greenstein, D.J., Parks, A., Gillett, D., Lao, W. & Diehl, D.W. 2021. *Sediment Quality Assessment Technical Support Manual*. Southern California Coastal Water Research Project, Costa Mesa, CA. Technical Report 777. 3rd Ed. June 2021.
- Berezina, N.A., Gubelit, Y.I., Polyak, Y.M., Sharov, A.N., Kudryavtseva, V.A., Lubimtsev, V.A., Petukhov, V.A. & Shigaeva, T.D. 2017. An integrated approach to the assessment of the eastern Gulf of Finland health: A case study of coastal habitats. *J. Mar. Systems* 171: 159–171.
- Birch, G.F. 2018. A review of chemical-based sediment quality assessment methodologies for the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 133: 218-232.
- Borgå, K., Kidd, K.A., Muir, D.C., Berglund, O., Conder, J.M., Gobas, F.A., Kucklick, J., Malm, O. & Powell, D.E. 2012. Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integr Environ Assess Manag* 8(1): 64–84.
- Brils, J. 2020. Including sediment in European River Basin Management Plans: twenty years of work by SedNet. *J. Soils Sed.* 20: 4229-4237.
- Breedveld, G., Ruus, A., Bakke, T., Kibsgaard, A. & Arp, H.P. 2018. Guidelines for risk assessment of contaminated sediments. M-1132. The Norwegian Environment Agency (NEA). 106 pp.
- Buchanan, J.B., 1984. Sediment analysis. In: Holme, N.S. & A.D. McIntyre (Eds.)” *Methods for the study of marine benthos*”. Second edition. IBP Handbook 16. Blackwell Scientific Publication Oxford, U.K. pp. 41-65.
- Burkhard, L.P., Borgå, K., Powell, D.E., Leonards, P., Muir, D.C.G., Parkerton, T.F. & Woodburn, K.B. 2013. Improving the quality and scientific understanding of trophic magnification factors (TMFs). *Environ Sci Technol* 47(3): 1186–1187.
- Burton, A.G. Jr 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3: 65-75.
- Burton, G.A. 2018. Breaking from tradition: establishing more realistic sediment quality guidelines. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25(4): 3047- 3052.
- Carls, I., Bergemann, M. & Schwartz, R. 2021. The Sediment Quality Index Integrative classification and assessment system. SedNet conference, 30.06.2021. Hamburg. https://sednet.org/wp-content/uploads/2021/07/ConPol-3.12.-Carls_Sediment_Quality_Index.pdf [Vierailtu 4.10.2022].

- Carvalho, R.N., Arukwe, A., Ait-Aissa, S., Bado-Nilles, A., Balzamo, S., Baun, A., Belkin, S., Blaha, L., et al. 2014. Mixtures of chemical pollutants at European legislation safety concentrations: how safe are they? *Toxicol Sci.*:141(1): 218-33.
- Casado-Martinez, C., Lefranc, M. & Kroll, A. 2020. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Tebuconazole. Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology. 29 pp.
- Casado-Martinez, C. 2020. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology. 47 pp.
- Centre Ecotox 2020. <https://www.centrecotox.ch/news-publications/actualites/strategie-d-evaluation-de-la-qualite-des-sediments-en-suisse/> [Vierailtu 11.6.2022].
- Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) 2022. Integrated sediment management – Guidelines and good practices in the context of the Water Framework Directive. 226 p.
- Cornelissen, G., Gustafsson, Ö., Bucheli, T.D., Jonker, M.T.O., Koelmans, A.A. & van Noort, P.C.M. 2005. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: Mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation. *Environ. Sci. Technol.* 39: 6881-6895.
- Costello, D.M., Burton, G.A., Hammerschmidt, C.R., Rogevich, E.C. & Schlegel, C.E. 2011. Nickel phase partitioning and toxicity in field deployed sediments. *Env. Sci. Tech.* 45: 5798-5805.
- Dabrowska, H., Ostaszewska, T., Kamaszewski, M., Napora-Rutkowski, L., Antoniuk, A., et al. 2012. Histopathological, histomorphometrical, and immunohistochemical biomarkers in flounder (*Platichthys flesus*) from the southern Baltic Sea. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78:14-21.
- Dabrowska, H., Kopko, O., Turja, R., Lehtonen, K.K., Góra A., Polak-Juszczak, L., Warzocha, J. & Kholodkevich, S. 2013. Sediment contaminants and contaminant levels and biomarkers in caged mussels (*Mytilus trossulus*) in the southern Baltic Sea. *Marine Environmental Research* 84: 1-9.
- Davies, I.M. & Vethaak, A.D. 2012. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report 315: 1-277.
- de Deckere, E., de Cooman, W., Leloup, V., Meire, P., Schmitt C. & von der Ohe, P. C. 2011. Development of Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *J. Soils Sed.* 11: 504-517.
- De Jonge, M., Blust, R. & Bervoets L. 2010. The relation between Acid Volatile Sulfides (AVS) and metal accumulation in aquatic invertebrates: implications of feeding behavior and ecology. *Env. Poll.* 158: 1381-1391.
- Dean, E.T.R., 2010. Offshore geotechnical engineering. Principles and practise. Thomas Telford Limited, London. 520 p.
- Dearing, J.A., 1991. Lake sediment records of erosional processes. *Hydrobiologia* 214: 99-106.
- Deltaires 2018. Delft3D-FLOW. Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. User Manual. Hydro-Morphodynamics. User Manual. Version: 3.15. August 30, 2018. 670 p.
- Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Schwarz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.E. & Paquin, P.R. 1991. Technical basis for the equilibrium partitioning method for establishing sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1541-1583.
- Di Toro, D.M., Mahony, J.D., Hansen, D.J., Scott, K.J., Hicks, M.B., Mays, S.M. & Redmond, M.S. 1990. Toxicity of cadmium in sediments: the role of acid volatile sulfides. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 1487-1502.
- Di Toro, D.M., Mahony, J.D., Hansen, D.J., Scott, K.J., Carlson, A.R., Ankley, G.T. 1992. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Env. Sci. Tech.* 26: 96-101.
- Di Toro, D.M., McGrath, J.A., Hansen, D.J., Berry, W.J., Paquin, P.R., Mathew, R., Wu, K.B. & Santore, R.C. 2005. Predicting sediment metal toxicity using a sediment Biotic Ligand Model: methodology and initial application. *Env. Tox. Chem.* 24: 2410-2427.
- Duft, M., Schulte-Oehlmann, U., Tillmann, M., Markert, B. & Oehlmann, J. 2003. Toxicity of triphenyltin and tributyltin to the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* in a new sediment biotest. *Env. Toxicol. Chem.* 22: 145–152.
- EC (European Commission) 2003. Technical Guidance Document (TGD) in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Edition 2. EUR 20418 EN/2. European Commission Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- EC (European Commission) 2014. Guidance Document No. 32 Technical Guidance on the Implementation of EQSbiota under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Technical Report.
- EC (European Commission) 2019. Technical Guidance for implementing Environmental Quality Standards (EQS) for metals. Consideration of metal bioavailability and natural background concentrations in assessing compliance. Guidance document No. 38.
- ECHA 2008. The Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment. Guidance for the implementation of REACH, Helsinki. Notably: Part R.10 (PNECs), 2008; Part R.7b (Hazard), 2016; Part R.11 (PBT), 2014; Part R.16 (Environmental exposure), 2016.

- ECHA (European Chemicals Agency) 2014. Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment, ch. R.11: PBT/vPvB assessment, Helsinki, Finland.
- ECI 2008. Voluntary risk assessment of copper, copper (II) sulphate pentahydrate, copper (I)oxide, copper(II)oxide, dicopper chloride trihydroxide. European Copper Institute, Brussels, Belgium.
- Eklund, B. 2016. Review of the use of Ceramium tenuicorne growth inhibition test for testing toxicity of substances, effluents, products sediment and soil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 195. 10.1016/j.ecss.2016.10.009.
- Eklund, B., Hansson, T., Bengtsson, H. & Eriksson Wiklund, A.-K. 2016. Toxic effects on the red alga *Ceramium tenuicorne* of polluted sediment from natural harbor and small boat harbors at the west coast of Sweden. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 70 (3): 583–594.
- Environment Canada 1994. December. Guidance document on collection and preparation of sediments for physicochemical characterization and biological testing. EPA 1/RM/29, 170.
- EPA 2000. Bioaccumulation Testing and Interpretation for the Purpose of Sediment Quality Assessment Status and Needs, EPA-823-R-00-001. Office of Water, 136 pp. <https://clu-in.org/download/contaminantfocus/sediments/bioaccum-status-and-needs.pdf>
- Escher, B.I., Ait-Aïssa, S., Behnisch, P.A., Brack, W., Brion, F., Brouwer, A., Buchinger, S., Crawford, S.E. et al. 2018. Effect-based trigger values for in vitro and in vivo bioassays performed on surface water extracts supporting the environmental quality standards (EQS) of the European Water Framework Directive. *Sci. Tot. Environ.* 628-629: 748-765.
- EU 2012. Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures. European Commission DG Health & Consumers Directorate D: Health Systems and Products Unit D3 - Risk Assessment. doi:10.2772/21444
- EU 2021. Technical Proposal for Effect-Based Monitoring and Assessment under the Water Framework Directive. Report to the Common Implementation Strategy (CIS) Working Group Chemicals on the outcome of the work performed in the subgroup on Effect-Based Methods (EBM) MANDATE 2016-2018. October 2021. 164 pp.
- Euroopan komissio 2010. European Commission. WFD-CIS Guidance Document No. 25 Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Euroopan komissio 2011. European Commission, WFD-CIS Guidance Document No. 27. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Euroopan komissio 2018. European Commission, European Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards No. 27, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27 Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards; Technical Report-2011-055; Office for Official Publications in the European Communities: Brussels, Belgium.
- Figueiredo, K., Mäenpää, K., Leppänen, M.T., Kiljunen, M., Lyytikäinen, M., Kukkonen, J.V.K., Koponen, H., Biasi, C. & Martikainen P.J. 2014: Trophic transfer of polychlorinated biphenyls (PCB) in a boreal lake ecosystem: Testing of bioaccumulation models. *Sci. Total, Environ.* 466-467: 690-698.
- Fitzpatrick, A., A. McNally, S.E. Apitz & D. Harrison 2019. Operationalizing Sustainability Concepts in Sediment Remediation Making. International Conference on Remediation and Management of Contaminated Sediments. Short course material 11.2.2019. 60 p.
- Fraser, M.W., Short, J, Kendrick, G., McLean, D., Keesing, J., Byrne, M., Caley, M.J., Clarke, D., Davis, A.R., et al. 2017. Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecological Indicators* 78: 229-242.
- Gobas, F.A.P.C., Zhang, X. & Wells, R. 1993. Gastrointestinal magnification: The mechanism of biomagnification and food chain accumulation of organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.* 27: 2855–2863.
- Golder Associates 2007. Sedimentin ruoppauksen aiheuttamat ympäristö- ja terveysriskit. Saukonpaaden edustan merialue, Helsinki. Helsingin kaupunki, Kiinteistövirasto. Golder Associates Oy, 06-4361, 20.6.2007. 42 s.
- Gomez Gesteria, J.L. & Dauwin, J-C. 2005. Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand microbenthic community of the Ares-Betantos Ria (Northwest Spain). *Marine Environmental Research* 60: 289-316.
- Grabowski, R.C. (2014) Measuring the shear strength of cohesive sediment in the field. *Geomorphological Techniques*, 1: 1-7.
- Grabowski, R.C. Droppo I.G. & Wharton, G. 2011. Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties, *Earth-Science Reviews*, 105: 101-120. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.008>.
- Hansson, T., Schiedek, D., Lehtonen, K.K., Vuorinen, P.J., Liewenborg, B., et al. 2006. Biochemical biomarkers in adult female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Marine Pollution Bulletin* 53:451-468.
- Hayes, F. & C.-H. Je 2000. DREDGE Module User's Guide. Department of Civil and Environmental Engineering, University of Utah. 27 p.
- Heise, S., Babut, M., Casado, C., Feiler, U., Ferrari, B.J.D. & Marziali, L. 2020. Ecotoxicological testing of sediments and dredged material: an overlooked opportunity? *J. Soils Sed.* 20: 4218-4228. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02798-7>.

- HELCOM 2010. Hazardous substances in the Baltic Sea - An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea, Baltic Sea Environment Proceedings No. 120B, Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission.
- Hendriks, A.J., Van Der Linde, A., Cornelissen, G. & Sijm, D.T.H.M. 2001. The power of size. 1. Rate constants and equilibrium ratios for accumulation of organic substances related to octanol–water partition ratio and species weight. *Environ. Toxicol. Chem.* 20 (7): 1399-1420.
- Hendriks, A.J., Traas, T.P. & Huijbregts, M.A.J. 2005. Critical body residues linked to octanol – Water partitioning, organism composition, and LC50 QSARs: Meta-analysis and model. *Environ. Sci. Technol.* 39 (9): 3226-3236.
- Hermansson, A.L. & Ytreberg, E. 2022. Zinc in sediment. An environmental quality standard overview. Department of Mechanics and Maritime Sciences, Chalmers University of Technology & Swedish Agency for Marine and Water Management. 21 pp.
- Hin, J. A., Osté, L. A. & Schmidt, C. A. 2010. Guidance document for sediment assessment. Methods to determine to what extent the realization of water quality objectives of a water system is impeded by contaminated sediments. Deltares and Rijkswaterstaat Centre for Water Management. Ministry of Infrastructure and the Environment - DG Water.
- Hook, S., Batley, G., Holloway, M., Irving, P. & Ross, A. 2016. Oil spill monitoring handbook. CSIRO Publishing Australia. 285 pp.
- HVMFS 2019-25. <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf>. [Vierailtu 10.3.2023].
- Håkanson, L. & Jansson, M. 1983. Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo.
- Häkkinen, J., Malk, V., Lehtonen, K. K. & Leppänen, M. 2018. Monitoring and assessment of environmental impacts of chemical spills in the Baltic Sea. Reports of the Finnish Environment Institute 23/2018. <http://hdl.handle.net/10138/243068>
- Häkkinen, J., Immonen, M., Junttila, V., Leppänen, M. & Pyy, O. 2022. Sedimenttien pilaantuneisuuden ja puhdistamistarpeen arviointi ja sääntely. Kansainvälisiä käytäntöjä. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 26/2022. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/346144/SYKEra_26_2022_SEDI_ARVI.pdf
- ICES 2010. Report of the Working Group on Biological Effects of Contaminants (WGBEC), 11-15 January. 2010, Dublin, Ireland. ICES CM 2010/SSGHIE:01. 103 pp.
- Ingersoll, C.G. & Wenning, R.J. 2002. Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments: Executive Summary of a SETAC Pellston Workshop. Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) 2014. Contaminated sediments remediation: Remedy selection for contaminated sediments. ITRC CS-2. Interstate Technology & Regulatory Council, Contaminated Sediments Team, Washington, DC. Available from https://projects.itrcweb.org/contseds_remedy-selection/
- Itkonen, A. 1997. Past trophic responses of boreal shield lakes and the Baltic Sea to geological, climatic and anthropogenic inputs as inferred from sediment geochemistry. *Annales Universitatis Turkuensis, A II* 103. 53 s.
- Itkonen, A. 2007. A practical procedure to collect and utilize information of sedimentary bottom dynamics. In, Proceedings of the 4th international conference of contaminated sediments held in Savannah, Georgia, USA, 22-25 January, 2007.
- Itkonen, A. 2013. Modeling of the Sedimentary Bottom Dynamics: Experiences from Finland. In, Proceedings of the 7th International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, Dallas, USA, February 4-7, 2013.
- ISO 18504:2017 2023. Soil quality – Sustainable remediation.
- Jaakkonen, S. 2011. Sisävesien pilaantuneet sedimentit. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 11/2011. 49 s.
- Jersak, J., G. Göransson, Y. Ohlsson, L. Larsson, P. Flyhammar, P. Lindh 2016. In-situ capping of contaminated sediments. Contaminated sediments in Sweden: A preliminary review. SGI Publication 30-2E. 15 p.
- Jones, C. & Ziegler, C. 2013. Evaluating Sediment Transport: Tools, Techniques, and Application to Site Management. Presented at the Seventh International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, 144 s.
- Jones, C., Chang, G., Raghukumar, K., McWilliams, S., Dallman, A. & Roberts, J. 2018. Spatial Environmental Assessment Tool (SEAT): A Modeling Tool to Evaluate Potential Environmental Risks Associated with Wave Energy Converter Deployments. *Energies* 2018, 11, 2036.
- Josefsson, S 2022. Contaminants in Swedish offshore sediments 2003–2021. Results from the national environmental monitoring programme. Geological Survey of Sweden (SGU). 103 pp.
- Julien, P. 2010. Erosion and Sedimentation. Second Edition. Cambridge University Press, 390 s.
- Klima- og Forurensningsdirektoratet 2012. Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. TA 3001. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/3001/ta3001.pdf>
- Kerambrum, L., Laruelle, F. & Calvez I. 2005. Determining the priorities for post spill studies. Paper presented in Interspill 06 conference, 21-23 March in London.
- Kirby, M.F., Brent, J., Moore, J. & Lincoln, S. (eds.) 2018. PREMIAM – Pollution response in emergencies – Marine impact assessment and monitoring: Post-Incident impact assessment and monitoring: Post-incident monitoring guidelines, second edition. Science Series Technical Report. CEFAS, Lowestoft, 176 pp.

- Kopecka, J., Lehtonen, K.K., Baršienė, J., Broeg, K., Vuorinen, P.J., et al. 2006. Measurements of biomarker levels in flounder (*Platichthys flesus*) and blue mussel (*Mytilus trossulus*) from the Gulf of Gdańsk (southern Baltic). *Marine Pollution Bulletin* 53: 406-421.
- Kortenkamp, A. 2007. Ten years of mixing cocktails: a review of combination effects of endocrine disrupting chemicals. *Environmental Health Perspectives*, 115(Suppl 1): 98–105.
- Kosmehl, T., Otte, J.C., Yang, L., Legradi, J., Bluhm, K., Zinsmeister, C., Keiter, S.H., Reifferscheid, G., Manz, W., Braunbeck, T., Strähle, U. & Hollert, H. 2012. A combined DNA-microarray and mechanism-specific toxicity approach with zebrafish embryos to investigate the pollution of river sediments. *Reprod Toxicol.* 33(2): 245-53.
- Krebs C.J. 1985. *Ecology; The experimental analysis of distribution and abundances.* 3rd ed. Harper & Row, New York, US, 800 s.
- Kreitsberg, R., Tuvikene, A., Baršienė, J., Fricke, N.F., Rybakovas, A., et al. 2012. Biomarkers of environmental contaminants in the coastal waters of Estonia (Baltic Sea): effects on eelpout (*Zoarces viviparus*). *Journal of Environmental Monitoring* 14: 2298-2308.
- Kroll, A. & Casado-Martinez, C. 2020. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: 4-tert-octylphenol (4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol). Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology. 32 pp.
- Kwok, K. W. H., Batley, G. E., Wenning, R. J., Zhu, L., Vangheluwe, M. & Lee, S. 2014. Sediment quality guidelines: challenges and opportunities for improving sediment management. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21: 17-27.
- Kymijoen vesi ja ympäristö ry 2018. Kymijoen PCDD/F- ja elohopeakulkeuman arviointi. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 386/2018. Janne Raunio & Arto Itkonen. 15 s.
- la Farré, M., Pérez, S., Kantiani, L. & Barceló, D. 2008. Fate and toxicity of emerging pollu[1]tants, their metabolites and transformation products in the aquatic environment. *Trends in Analytical Chemistry*, 27(11): 991–1007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2008.09.010>.
- Laamanen, T., Mäkinen, J., Koivuhuhta, A., Nilivaara-Koskela, R., Karppinen, A. & Hellsten, S. (toim.) Kaivosvesiä vastaanottavien vesistöjen hallinta ja kunnostaminen. KaiHali -hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 38/2019. <http://hdl.handle.net/10138/305517>
- Laitinen, J. (toim.), Kilponen, V., Kettunen, A., Virta, O., Pöyry, E., Tengvall, J., Nousiainen, A. & Itkonen, A. 2022. Kestävän kunnostamisen parhaat käytännöt. Pirkanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Opas 5 / 2022. Verkkojulkaisu. 67 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-398-048-8>
- Lagerstrom, M., Lunde Hermansson, A., Ytreberg, E., 2021. Copper as a HELCOM core indicator. <https://research.chalmers.se/publication/527564>.
- Lang, T., Wosniok, W., Baršienė, J., Broeg, K., Kopecka, J., et al., 2006. Liver histopathology in Baltic flounder (*Platichthys flesus*) as indicator of biological effects of contaminants. *Marine Pollution Bulletin* 53: 488-496.
- Lee, B.G., Griscom, S.B., Lee, J.S., Choi, H.J., Koh, C.H., Luoma, S.N. & Fischer, N.S. 2000. Influences of dietary uptake and reactive sulfides on metal bioavailability from aquatic sediments. *Science* 287: 282-284.
- Lehtonen, K.K., Sundelin, B., Lang, T. & Strand, J. 2014. Development of tools for integrated monitoring of hazardous substances and ecosystem health assessment in the Baltic Sea. *Ambio* 43: 69-81.
- Lehtonen, K.K. Ahvo, A., Jørgensen, K.S., Schultz, E., Berezina, N., Breitholtz, M., Eklund, B., Linde, M., Ström, K., Sundelin, B. & Strand, J. 2018. Sediment biotesting in the Baltic Sea. The CONTEST Project. TemaNord 2018: 508. ISSN 0908-6692. 58 pp.
- Leppänen, M.T., Landrum, P.F., Kukkonen, J.V.K., Greenberg, M., Burton, G.A. Jr, Robinson, S.D. & Gossiaux, D.C. 2003. Investigating the role of desorption in bioavailability of sediment-associated 3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl in benthic invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 2861-2871.
- Leppänen, M.T. 2019. Raskasmetallien biologisten ja ekologisten vaikutusten arviointi mallintamalla. Teoksessa: Laamanen, T., Mäkinen, J., Koivuhuhta, A., Nilivaara-Koskela, R., Karppinen, A. & Hellsten, S. (toim.) Kaivosvesiä vastaanottavien vesistöjen hallinta ja kunnostaminen. KaiHali -hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 38/2019. Sivut 49-58.
- Lindfors, A. & Kiirikki, M. 2012. Arvio läjitystoiminnan aiheuttamasta veden saastumisesta uusien läjityspaikkojen ympäristössä. Päivitetty versio lisäalueilla 13 ja 15. Helsingin Satama. Luode Consulting Oy, 14.8.2012
- Liu, H., Zhang, K., Chai, L., Yang, Z., Yang, W., Liao, Q., Li, H. & Liu, Y. 2017. A Comparative Evaluation of Different Sediment Quality Guidelines for Metal and Metalloid Pollution in the Xiangjiang River, Hunan, China. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 73: 593-606.
- Luode Consulting Oy. 2013. Arvio luonnollisen resuspension suuruusluokasta Suomenlahden avoimella merialueella. Luode Consulting Oy, 10 s.
- Löf, M., Sundelin, B., Bandh, C. & Gorokhova, E. 2016. Embryo aberrations in the amphipod *Monoporeia affinis* as indicator of toxic pollutants in sediment: a field evaluation. *Ecol. Indic.* 60: 18–30.
- Mackay, D. 2001. *Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach*, 2nd Ed., CRC Press Taylor Francis Group Florida, USA.

- Mackay, D., Celsie, A.K.D., Powell, D.E. & Parnis, J.M. 2018. Bioconcentration, bioaccumulation, biomagnification and trophic magnification: a modelling perspective. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 20. DOI: 10.1039/c7em00485k
- Magar, V.S., Chadwick, D.B., Bridges, T.S., Fuchsmann, P.C., Conder, J.M., Dekker, T.J., Steevens, J.A., Gustavson, K.E. & Mills, M.A. 2009. Monitored Natural Recovery at Contaminated Sediment Sites. Technical Guide. ESTCP Project ER-0622.
- Mannio, J., Kankaanpää, H., Ikäheimonen, T., Koivisto, P., Vallius, H., Vähä, E., Juntila, V. & Kiviranta, H. 2018. Vaarallisten ja haitallisten aineiden pitoisuudet ja niiden muutokset. Teoksessa: Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekeboom J. (toim) Suomen meriympäristön tila 2018. Suomen ympäristökeskus SYKE. Grano, Helsinki. Sivut 132-143.
- Meek, M., Boobis, A., Crofton, K., Heinemeyer, G., Van Raaij, M. & Vickers, C. 2011. Risk assessment of combined exposure to multiple chemicals: A WHO/IPCS framework. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 60: 1–14.
- Mehtonen, J., Vähä, E., Rytönen, J., Häkkinen, J., Haapasaari, H. & Äystö L. 2018. Vaarallisten ja haitallisten aineiden kuormitus. Teoksessa: Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekeboom J. (toim) Suomen meriympäristön tila 2018. Suomen ympäristökeskus SYKE. Grano, Helsinki. Sivut 84-93.
- Merrington G., Peters A. & Schlegel C.E. 2016. Accounting for metal bioavailability in assessing water quality: A step change? *Environ. Toxicol. Chem.* 35: 257-265.
- Meysman, F. J. R., Middelburg, J. J. & Heip, C.H.R. 2006. Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. *Trends Ecol Evol.* 21(12): 688-95.
- Miljødirektoratet 2014. Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder Quality assurance of environmental quality standards. Report M-241. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M241/M241.pdf>
- Miljødirektoratet 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – Quality standards for water, sediment and biota. Report M-608.
- Miljødirektoratet 2023. <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/vann-hav-og-kyst/Forurensset-sjubbunn>
- Moermond, C.T.A. & Verbruggen, E.M.J. 2013. An evaluation of bioaccumulation data for hexachlorobenzene to derive water quality standards according to the EU-WFD methodology. *IEAM* 9(1): 87-97.
- Moog O. 2002. Fauna Aquatica Austriaca, Edition 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Vienna.
- Murk, A.J., Legler, J., Denison, M.S., Giesy, J.P., van de Guchte, C. & Brouwer, A. 1996. Chemical-activated luciferase gene expression (CALUX): a novel in-vitro bioassay for Ah receptor active compounds in sediments and pore water. *Fundamental Appl. Toxicol.* 33: 149–160.
- Mäenpää, K., Leppänen, M.T., Figueiredo, K., Mayer, P., Gilbert, D., Jahnke, A., Gil-Allue, C., Akkanen, J., Nybom, I. & Herve S. 2015: Fate of polychlorinated biphenyls in a contaminated lake ecosystem: Combining equilibrium passive sampling of sediment and water with total concentration measurements of biota. *Environ. Toxicol. Chem.* 34: 2463-2474.
- Nendza, M. 2002. Inventory of marine biotest methods for the evaluation of dredged material and sediments. *Chemosphere* 48: 865–883.
- Nihtilä, M. 2016. Pilaantuneiden maa-alueiden riskienhallinnan kestävyysarviointi ja siihen käytettävät menetelmät. Diplomityö. Aalto-yliopisto, Kemian tekniikan korkeakoulu, Kemian tekniikan koulutusohjelma 88 s.
- Näkki, P. Micro- and mesoplastics in the northern Baltic Sea : their fate in the seafloor and effects on benthic fauna. Artikkeliväitöskirja, Helsingin yliopisto.
- Næs, K., Bakke, T., Sternbeck, J., Skei, J. & Verta, M. 2001. Organochlorines in marine sediments mobility and bioavailability. *TemaNord* 2001: 595. Nordic Council of Ministers.
- OECD 2012. Test No. 305: Bioaccumulation in Fish: Aqueous and Dietary Exposure, OECD Publishing.
- OECD 2016. Guidance on the incorporation of bioavailability concepts for assessing the chemical ecological risk and/or environmental threshold values of metals and inorganic metal compounds. OECD Environment, Health and Safety Publicationiin sanottuja Series on Testing & Assessment No. 259. 85 pp.
- Paalasmaa, T. 2018. Ruoppaus sedimenttien käyttö maa- ja infrarakentamisessa. Opinnäytetyö. Vaasan Ammattikorkeakoulu. Energia- ja ympäristötekniikka. 101 s.
- Pellinen, J., Sorvari, J. & Soimasuo, M. 2007. Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi. Ympäristöopas. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. ISSN 1238-8602. 114 s.
- Pignatello, J.J. & Xing, B. 1996. Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles. *Environ. Sci. Technol.* 30: 1-11.
- Plant, J.A. & Raiswell, R. 1983. Principles of Environmental Geochemistry. – Thornton, I. (ed.). Applied Environmental Geochemistry. London, Academic Press Inc. Ltd., 1–39 pp.

- Radovic, J.R., Rial, D., Lyons, B.P., Harman, C., Viñas, L., Beiras, R., Readman, J.W., Thomas, K.V. & Bayona, J.M. 2012. Post-incident monitoring to evaluate environmental damage from shipping incidents: Chemical and biological assessments. *Journal of Environmental Management* 109: 136-153.
- Ramboll Finland Oy ja Esko Rossi Oy, 2010. Huruslahden ja Haukiveden riskinarviointi ja riskien-hallintasuunnitelma. Pohjois-Savon ELY-keskus ja Etelä-Savon ELY-keskus. 24.11.2010.
- Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrityspäruusteet. *Suomen ympäristö* 23/2007. 164 s. <http://hdl.handle.net/10138/38431>
- Reis, E., Lodolo, A. & Miertus, S. 2007. Survey of sediment remediation technologies. *International Centre for Science and High Technology*. 124 p.
- Reutgard, M., Eriksson Wiklund, A.-K., Breitholtz, M. & Sundelin, B. 2014. Embryo development of the benthic amphipod *Monoporeia affinis* as a tool for monitoring and assessment of biological effects of contaminants in the field: A meta-analysis. *Ecol. Indic.* 36: 483–490.
- Ribbenstedt, A., Mustajärvi, L., Breitholtz, M., Gorokhova, E., Mayer, P. & Sobek A. 2017. Passive dosing of triclosan in multigeneration tests with copepods – stable exposure concentrations and effects at the low µg/L range. *Environ. Toxicol. Chem.* 36 (5): 1254–1260.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, US, 488 s
- Rossi, E., 2007. Riskinarvio Pohjankurun väylän lievästi kontaminoituneiden se-dimenttien ruoppauksesta ja läjittämisestä. *Merenkulkulaitos. Esko Rossi Oy*, 30.7.2007. 26 s.
- Ruiz, C.E. & Gerald, T. 2001. RECOVERY version 2.0, A Mathematical Model to Predict the Temporal Response of Surface Water to Contaminated Sediments. US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, Environmental laboratory. ERDC/EL SR-D-00-1. 48 p.
- Ruiz, C.E., Schroeder, P.R. & Aziz, N.M. 2000. RECOVERY: A Contaminated Sediment-Water Inter-action Model. Dredging Operations Technical Support Program. US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, Environmental laboratory. ERDC/EL TR-01-3. 19 p.
- Saarni, S., Hartikainen, S., Meronen, S., Uurasjärvi, E., Kallioikoski, M. & Koistinen, A., 2021. 'Sediment trapping – An attempt to monitor temporal variation of microplastic flux rates in aquatic systems', *Environmental Pollution*, 274: 116568.
- Salo, S., Verta, M. & Kalevi, K. 1997. Suomen saastuneiden sedimenttien kartoitus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Moniste. 8 s. + 4 liitettä. Julkaisematon.
- SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive – tributyltin compounds, 9 March 2023 Schiedek, D., Broeg, K., Baršienė, J., Lehtonen, K.K., Gercken, J., et al. 2006. Biomarker responses as indication of contaminant effects in blue mussel (*Mytilus edulis*) and female eelpout (*Zoarces viviparus*) from the southwestern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 53: 387-405.
- Schlekat, C.E., Garman, E.R. Vangheluwe, M.L. & Burton Jr. G.A. 2015. Development of a Bioavailability-Based Risk Assessment Approach for Nickel in Freshwater Sediments. *Integr Environ Assess Manag* 2015. DOI: 10.1002/ieam.1720
- Sahlin, S. & Ågerstrand, M. 2018a. Copper in sediment. EQS data overview. ACES report number 28. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University. 35 pp.
- Sahlin, S. & Ågerstrand, M. 2018b. Decamethylcyclopentasiloxane (D5) EQS data overview. ACES report number 22. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University. 33pp.
- Sahlin, S. & Ågerstrand, M. 2018c. Octamethylcyclotetrasiloxane (D4). EQS data overview. ACES report number 22. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University. 38pp.
- Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M & Imboden, D.M. 1993. *Environmental Organic Chemistry*. John Wiley & Sons Inc.
- Shen, X., Lampert, D., Ogle, S. & Reible, D. 2018. A software tool for simulating contaminant transport and remedial effectiveness in sediment environments. *Environmental Modelling & Software*, 109: 104-113.
- Simpson, S.L., Batley, G.E., Chariton, A.A., Stauber, J.L., King, C.K., Chapman, J.C., Hyne, R.V., Gale, S.A., Roach, A.C. & Maher, W.A. 2005. *Handbook for sediment quality assessment*. CSIRO, Bangor, NSW, Australia.
- Simpson, S., & Batley, G. 2016. *Sediment Quality Assessment. A practical guide*. Second edition. 345 pp. ISBN 9781486303854 (epdf)
- Sitowise Oy 2022. Viinikanlahden asemakaava-alue. Virtausolosuhteiden ja pohjadynamiikan mallinnus. Tampereen kaupunki. 15.11.2022. http://ekstrat.tampere.fi/ytoteto/aka/nahtavillaolevat/8755/selvitykset/8755_virtausolosuhteiden_ja_pohjadynamiikan_mallinnus_2022.pdf
- Strode, E., Jansons, M., Purina, I., Balode, M. & Berezina, N.A. 2017. Sediment quality assessment using survival and embryo malformation tests in amphipod crustaceans: The Gulf of Riga, Baltic Sea as case study. *J. Mar. Systems* 172: 93–103.

- Stronkhorst, J., Ariese, F., van Hattum, B., Postma, J.F., de Kluijver, M., Den Besten, P.J., Bergman, M.J., Daan, R., Murk, A.J. & Vethaak, A.D. 2003. Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environ. Pollut.* 124(1): 17–31.
- Sundelin, B. & Eriksson, A.-K. 1998. Malformations in embryos of the deposit-feeding amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 171: 165–180.
- Sundelin, B., Rosa, R. & Eriksson Wiklund, A.-K. 2008a. Reproduction disorders in a benthic amphipod, *Monoporeia affinis*: An effect of low food quality and availability. *Aquat. Biol.* 2: 179–190.
- Sundelin, B., Eriksson Wiklund, A.-K. & Ford, A. 2008b. The use of embryo aberrations in amphipod crustaceans for measuring effects of environmental stressors. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences* No. 41.
- Suomela, A. 2016. Pohjasedimentin eroosioherkkyys Pohjois-Airistolla, Saaristomerellä. Pro gradu -tutkielma. Kaivannaisalan tiedekunta. Oulun yliopisto. 58 s. Stumm, W. & P. Baccini 1978. Man-,made chemical perturbations of lakes. In A. Lerman (ed.), *Lakes: Chemistry-geology-physics*. Springer-Verlag, New York: 91-126.
- Suomen merenhoitosuunnitelma 2023. <https://www.ymparisto.fi/fi-fi/meri/Merenhoito>
- Szymkiewicz, A. & Zalewska, T. 2014. Sediment deposition and accumulation rates determined by sediment trap and ²¹⁰Pb isotope methods in the Outer Puck Bay (Baltic Sea). *Oceanologia*, 56 (1): 85–106.
- Tolonen, K., Tolonen, M., Honkasalo, L., Lehtovaara, A., Sorsa, K. & Sundberg, K. 1976. Esihistoriallisen ja historiallisen maankäytön vaikutuksesta Lammin Lampellonjärven kehitykseen. *Luonnon Tutkija* 80: 1-15.
- Tuit, C.B. & Wait, A.D. 2020. A review of marine sediment sampling methods, *Environmental Forensics*, 21(3-4): 291-309. doi: 10.1080/15275922.2020.1771630
- Unesco 2019. Outline of the Sediment Management Plan for the Sava River Basin Doc. No: 1R-59-O-22-2/2-2.
- USGS, US Geological Survey 2006. Surficial sediment character of the louisiana offshore continental shelf region: a gis compilation. USGS Open-File Report 2006-1195, 49 pp.
- US EPA 2001. Methods for collection, storage and manipulation of sediments for chemical and toxicological analyses: technical manual. Office of Water, EPA-823-B-01-002, 208.
- U.S. EPA 2002. Principles for Managing Contaminated Sediment Risks at Hazardous Waste Sites. OSWER Directive 9285.6-08. 12 p.
- US EPA 2005. Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: Metal Mixtures (Cadmium, Copper, Lead, Nickel, Silver and Zinc). EPA-600-R-02-011. Office of Research and Development. Washington, DC 20460.
- US EPA 2005b. Contaminated sediment remediation guidance for hazardous waste sites. United States Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Report No. EPA-540-R-05-012. <http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/sediment/guidance.htm>.
- US EPA 2006. Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process. EPA QA/G-4. EPA/240/B-06/001. Office of Environmental Information Washington, DC.
- Uusinoka, R. 1984. Yleinen maaperägeologia. 2. osa. Sedimentit ja sedimentaatioprosessit. Helsingin yliopisto, Helsinki, 272 s.
- Vahanne, P. & Vestola, E. (toim.) 2007. Organotinapitoisten sedimenttien ruoppaus ja käsittely. Menettelytapaohje. VTT Tiedotteita 2371. 76 s.
- Vahanne, P., Vestola, E., Mroueh, U.-M., Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Kaartinen, T., Eskola, P., Arnold, M., Huhta, H., Sassi, J., Marjamäki, T., Holm, K., Nikulainen, V., Mäenpää, M. & Kultamaa, A. 2007. Organotinayhdisteillä pilaantuneiden sedimenttien ympäristövaikutukset ja niiden hallinta (TBT-BATman). Taustaraportti. VTT-R-00504-07. 206 s.
- 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.
- van der Oost, R., Sileno, G., Suárez-Muñoz, M., Nguyen, M.T., Besselink, H. & Brouwer, A. 2017. SIMONI (smart integrated monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part i-model design and effect-based trigger values. *Environ Toxicol Chem.* 36(9): 2385-2399.
- Van Herwijnen, R. & Verbruggen, E.M.J. 2014. Water quality standards for uranium: Proposal for new standards according to the Water Framework Directive. RIVM Letter report 270006003/2014. 92 pp.
- Vangheluwe, M., Verdonck, F.A.M., Besser, J.M., Brumbaugh, W.G., Ingersoll, C.G., Schlegel, C.E. & Garman, E.R. 2013. Improving sediment-quality guidelines for nickel: development and application of predictive bioavailability models to assess chronic toxicity of nickel in freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 2507-2519.
- Vermeire, T.G., Jager, D.T., Bussian, B., Devillers, J., den Haan, K., Hansen, B., Lundberg, I., Niessen, H., Robertson, S., Tyle, H. et al., 1997. European Union System for the Evaluation of Substances (EUSES). Principles and structure. *Chemosphere* 34: 1823–1836.

- Viarengo, A., Lowe, D., Bolognesi, C., Fabbri, E. & Koehler, A. 2007. The use of biomarkers in biomonitoring: a 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. *Comparative Biochemistry and Physiology C* 146: 281-300.
- Vuori, K.-M. 2010. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Osa I: vertailuolot ja luokan määrittäminen, Osa II: Ihmistoiminnan vaikutusten arvioiminen. – Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009. Suomen ympäristökeskus. Sastamala. 120 s.
- Wallace, J.B. & Webster, J.R. 1996. The role of macro invertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115-139.
- Wallin, J., Karjalainen, A.K., Schultz, E., Järvisjö, J., Leppänen, M. & Vuori K.-M. 2015: Weight-of-evidence approach in assessment of ecotoxicological risks of acid sulphate soils in the Baltic Sea river estuaries. *Sci. Total Environ.* 508: 452-461.
- Wan, Y., Jin, X., Hu, J. & Jin, F. 2007. Trophic dilution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a marine food web from Bohai bay, North China. *Env. Sci. Technol.* 41: 3109-3114.
- Weber Jr., W.J. & Huang, W. 1996. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 4. Intraparticle heterogeneity and phase-distribution relationships under nonequilibrium condition. *Environ. Sci. Technol.* 30 (3): 881.
- Wegmann, F., Cavin, L., MacLeod, M., Scheringer, M. & Hungerbühler K. 2009. The OECD software tool for screening chemicals for persistence and long-range transport potential. *Environmental Modelling & Software* 24: 228–237.
- Wenning, R.J., Batley, G.E., Ingersoll, C.G. & Moore, D.W. 2005. Use of sediment-quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA.
- Wildi, M., Kroll, A. & Casado-Martinez, C. 2019. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Diuron. Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 29 pp.
- Wildi, M. & Casado-Martine, C. 2021. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Lead (Pb). Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, 1015 Lausanne. 31 pp.
- Shen, X., Lampert, D., Ogle, S., & Reible, D. 2018. A software tool for simulating contaminant transport and remedial effectiveness in sediment environments. *Environmental Modelling & Software* 109: 104-113.
- YM (Ympäristöministeriö) 2014. Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta. Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014. <http://hdl.handle.net/10138/136564>
- YM (Ympäristöministeriö) 2015. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015. ISBN 978-952-11-4449-3. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/154833/OH_1_2015.pdf?sequence=1
- YM (Ympäristöministeriö) 2018. Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltaminen. Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Kangas Ari (Toim.). Ympäristöministeriön raportteja 19/2018. 169 s.
- YM (ympäristöministeriö) 2020. Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointi. Ympäristöministeriön julkaisuja: 2020:16. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-228-0>

Liite 1. Kynnysarvona käytettävän ympäristölaatunormin johtaminen EU:n ohjeen mukaisesti (Euroopan komissio 2018)

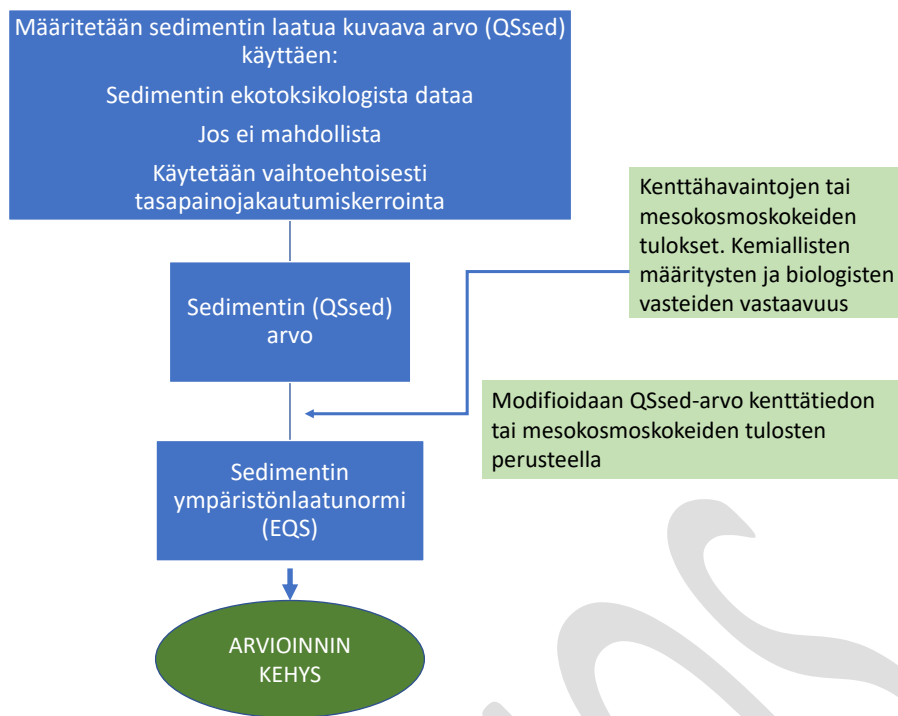
Euroopan komission ohjeessa nro 27 (Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards) vuodelta 2018 esitetään, miten sedimentin ympäristölaatunormit sekä makean että meriveden ympäristölle voidaan muodostaa. Ohjeessa todetaan, että sedimentin ympäristölaatunormit ovat erityisen relevantteja hydrofobisille yhdisteille sekä metalleille. Niillä pyritään suojelemaan erityisesti pohjaeliöitä ja ravintoverkkoja haitallisten aineiden vaikutuksilta (Euroopan komissio 2018). Euroopan Unionin menetelmäohjeessa ohjeistetaan ympäristölaatunormien johtamisesta sedimenteille, jotka toimivat viitearvoina tarkemmalle riskinarvioinnille (Euroopan komissio 2018). Viitearvoja käytetään kriteereinä (jos lisätutkimusta ei tarvita) ja laukaisijana lisätutkimuksille sekä tapauskohtaiselle riskinarvioinnille. Tarkemman tapauskohtaisen riskinarvioinnin perusteella voidaan arvioida sedimenttien pilaantuneisuutta ja puhdistustarvetta. Ympäristölaatunormin tai muun viitearvon ylittyessä edetään vaiheittain riskinarvioinnissa kohti monia tutkimuslinjoja sisältävää kokonaisvaltaista riskinarviointia. Tämä lähestymistapa on yhteinen paitsi EU:n ohjeistuksessa niin myös monissa muissa vastaavissa ohjeissa kuten Australiassa, Kanadassa ja Yhdysvalloissa (Euroopan komissio 2011, 2018, Simpson & Batley 2016, Anderson ym. 2008, Bay ym. 2020).

Kaikki haitalliset aineet tai yhdisteet eivät vaadi sedimenttien riskinarviointia tai näitä koskevia laatunormeja. Määrävä kriteeri, joka käynnistää arviointitarpeen, on yhtenevä REACH lainsäädännön kanssa (REACH, EC, No 1907/2006, ECHA 2008). Yleisesti ottaen aineet, joiden orgaanisen hiilen adsorptiokerroin (Koc) on pienempi kuin 500–1000 l/kg eivät todennäköisesti sitoudu sedimenttiin. Siksi aineen sedimenttivaikutusten arvioinnin kynnysarvo on $\log Koc$ tai $\log Kow \geq 3$. Osa aineista voi esiintyä sedimenteissä, vaikka ne eivät täyttäisi edellä esitettyjä kriteerejä. Tämän vuoksi seurannalla saadut todisteet aineen erittäin suuresta myrkyllisyydestä vesieliöille tai sedimentissä eläville pohjaeliöille tai todisteet akkumulaatioista sedimenteissä voivat laukaista tarpeen johtaa aineelle sedimenttiä koskeva ympäristölaatunormi (Euroopan komissio 2018).

Sedimentin ympäristölaatunormeja johdettaessa tutkimuksissa mukana olevien lajien kirjo on laajennettava pohjaeläimiin. Ympäristölaatunormien asettamista varten tietoja ei pitäisi rajoittaa eliölaajien perusjoukkoon. Kaikkien taksonomisten ryhmien tai lajien käytettävissä olevat tiedot olisi otettava huomioon, jos nämä tiedot täyttävät merkityksellisuuden ja luotettavuuden laatuvaatimukset. Arviointiin voidaan sisällyttää myös tietoa vieraista ja jopa eksoottisista lajeista. Mikäli kokeissa käytetään ääriolosuhteista peräisin olevia lajeja (esimerkiksi halofyytit), testitulosten merkitystä joudutaan tarkemmin punnitsemaan (Euroopan komissio 2018).

Jos aineelle on johdettu sedimenttiä koskeva ympäristölaatunormi, sillä ilmaistaan aina kroonista, pitkäaikaista altistumista ja vaikutusta. Sedimentille ei ole tarkoituksenmukaista johtaa akuutteihin vaikutuksiin perustuvaa normia, koska altistuminen kestää tyypillisesti pitkiä aikoja (Euroopan komissio 2018).

Ympäristölaatunormien (EQS) johtaminen perustuu samaan prosessiin, jota käytetään REACH-asetuksen mukaisessa arvioinnissa (ECHA 2008). Sedimentin haitallisten aineiden vaikutusten arviointitarpeen voivat laukaista REACH-asetuksen kanssa yhdenmukaiset kriteerit. Sedimentin laatunormien muodostamisessa huomioidaan lisäksi kenttä- tai mesokosmosdata (vaikutuksia tutkitaan samanaikaisesti useilla eri trofiatason organismeilla). Tämä mahdollistaa eri näyttöön perustuvat todistelinjat, joita käytetään lopullisen laatunormin muodostamiseen (Kuva 1).



Kuva 1. EU:n ohjeen mukainen sedimentin ympäristölaatu normien johtaminen (Euroopan komissio 2018).

Sedimentin ympäristölaatu normien (EQS) johtamiseen käytettävät tiedot voivat sisältää: i) pohjaeliöillä tehdyistä kokeista saadut ekotoksisuustiedot, ii) vesipatsaan ekotoksikologiaa koskevat tiedot, joita käytetään yhdessä tasapainojakautumiskertoimen kanssa, (iii) empiiriset kenttä- tai mesokosmoskokeista saadut tiedot. Johdattaessa sedimentin ympäristölaatu normeja pohjaeliöiden suojelemiseksi arvioinnissa painotetaan sellaista ekotoksikologista tietoa, jossa koe-eliöinä on käytetty pohjaeliöitä. Suurin osa sedimenttien toksisuustiedoista perustuu laboratoriotesteihin, joissa puhtaaseen sedimenttiin on lisätty haitallista ainetta ja koe-eliöt. Yleensä testeistä on käytetty OECD: n, ASTM: n tai USEPA: n ohjeiden mukaisesti pohjalla eläviä selkärangattomia eliöitä. Myös muita testilajeja voidaan käyttää. Tällöin testiolosuhteet on raportoitava yksityiskohtaisesti sekä tietojen luotettavuus ja merkittävyys arvioitava huolellisesti. Lisäksi suositellaan käytettävän testitietoja, joissa haitallisen aineen biosaataavuus on maksimoitu. Tällaiset koeolosuhteet kuvastavat pahinta tilannetta (worst case -skenaario). Tavoitteena on vähentää ympäristölaatu normien määrittämiseen liittyvää epävarmuutta.

Di Toro ym. (1991) kehittivät mekanistisen tavan sedimentin ohjearvojen muodostamiseksi. Mikäli oletetaan, että sedimentissä olevan ionittoman orgaanisen kemikaalin myrkyllisyys on verrannollinen sen pitoisuuteen vedessä, voidaan toksisuuden aiheuttava kemikaalin pitoisuus sedimentissä arvioida, jos ymmärretään huokosveden ja sedimentin välinen vuorovaikutus kemikaalin pitoisuudessa. Menetelmä perustuu kemikaalin jakaantumiseen sedimentin orgaanisen aineksen (hiilen) ja veden välillä, jolloin vedessä olevan kemikaalin määrä voidaan arvioida tasapainojakaantumiskertoimen avulla jos sedimentin hiilipitoisuus on tiedossa.

"Standardisedimentille" käytetään oletusarvona EU:n ohjeistusten mukaan 5 %:n orgaanisen hiilen (OC) pitoisuutta. Sedimentin ympäristölaatu normeja johdattaessa suositellaan orgaanisten haitallisten aineiden osalta toksisuustietojen normalisointia tähän standardisedimenttiin. Rasvaliukoisten aineiden biosaataavuus riippuu siis sedimentin orgaanisen hiilen pitoisuudesta. Tällöin toksisuusarvojen vaihtelu, joka aiheutuu testaamisesta erilaisissa orgaanisen hiilen pitoisuuksissa, voidaan ottaa huomioon normalisoimalla kukin saatu testitulokset (LC50, EC50, EC10, NOEC) standardina käytettävällä orgaanisen hiilen pitoisuudella (Euroopan komissio 2018).

Sedimentin laatu normeja johdattaessa suositetaan pitkäkestoista testeistä saatuja tuloksia. Ne kuvastavat kroonista altistumista. Jos kroonisia tutkimustuloksia on käytettävissä, voidaan käyttää pieniä epävarmuuskertoimia. Jos pohjaeliöistä on käytettävissä ainoastaan akuutteja toksisuustuloksia, epävarmuuskertoimen on 1000. Kun käytettävissä on tuloksia vain akuuteista kokeista, tulisi laatu normin määrittämiseen käyttää myös tasapainojakautumiskerrointa (Euroopan komissio 2018).

Lajien herkkyysjakaumaa (Species Sensitivity Distribution, SSD) voidaan periaatteessa hyödyntää sedimentin myrkyllisyystietoina deterministisen kertoimiin ja yksittäisiin toksisuustituloksiin perustuvan lähestymistavan sijasta. Käytännössä kuitenkin SSD-mallinnuksen vähimmäistietovaatimukset täyttyvät harvoin, lukuun ottamatta muutamia hyvin tutkittuja metalleja. SSD-mallinnuksen käytöstä sedimentin ohjearvojen tai laatu normien johtamiseen ei ole annettu REACH:ssa ohjeita (ECHA 2008) mutta se ohjeistetaan EU:n ohjeessa nro 27. Lähestymistapaa on käytetty muun muassa kuparille tehtyyn riskinarviointiin (ECI 2008).

Sedimentin laatu normeja määritettäessä olisi otettava huomioon saatavilla oleva kenttä- ja mesokosmosdata. Laboratoriotutkimukset ja -olosuhteet johtavat todennäköisesti korkeaan kemikaalien saatavuuteen, jos kokeissa käytettäviä sedimenttejä ei ole ikäännytetty ennen kokeiden toteutusta (ikännättämistä suositellaan myös laboratorikokeissa). Kenttä- tai mesokosmoskokeissa altistukset ovatkin todennäköisesti lähempänä todenmukaista altistumista ja aineen luonnollista esiintymistä matriisissa. Havaittu alhaisempi myrkyllisyystaso voi kenttäolosuhteissa heijastaa myös ikääntymisen todellisia vaikutuksia, jotka tulisi huomioida laatu normeja määritettäessä (Euroopan komissio 2018). Kenttäkokeilla eli jo likaantuneilla sedimenteillä tehtävien kokeiden haasteena on seostoksisuus, jolloin syy-seuraussuhteen osoittaminen on vaikeaa. Kenttä- ja mesokosmoskokeiden tekninen suoritus on myös huomattavasti vaikeampaa kuin standardisedimenttitestien läpivienti laboratorioissa. Sen takia laboratorikokeet ovat tärkeässä osassa laatu normien muodostamisessa.

On huomattava, että virallisen EU-ohjeen (Euroopan komissio 2018) mukaista turvakertoimiin perustuvaa, determinististä menetelmää käyttäen voidaan päätyä epärealistisen alhaisiin toksisuusarvoihin, etenkin jos kyseessä ovat uudet tai huonosti tutkitut aineet. Osa näistä arvoista voi jopa alittaa luonnolliset taustapitoisuudet, joidenkin ollessa alle analyttisten menetelmien määrittämissä rajojen. Näin ollen, jotta riskinarviointi olisi tarkoituksenmukaista ja sovellettavissa, on joidenkin aineiden kohdalla pakko hylätä EU:n teknisen ohjeen nro 27 periaatteet turvakertoimien käyttämisestä, tai käyttää samankaltaisten, perusteellisemmin tutkittujen aineiden tai aineryhmien arvoja tai jopa säätää arvoja ylöspäin tasolle, joita käytännössä kyetään mittaamaan. Maailmanlaajuisesti on olemassa lukuisia empiirisiä lähestymistapoja. Ne yhdistävät havaitut biologiset vaikutukset kentältä mitattuihin haitallisten aineiden pitoisuuksiin. Monissa niistä johdetaan aineelle kaksi vaikutusten todennäköisyyteen liittyvää pitoisuusarvoa (Häkkinen ym. 2022). Alemman raja-arvon alapuolelle jäävillä pitoisuuksilla ei todennäköisesti havaita pohjajeläimiin haitallisia vaikutuksia, ja ylemmän raja-arvon ylittävillä pitoisuuksilla niitä todennäköisesti havaitaan. Sedimentin laatu normin määrittelyssä pyritään käyttämään alempaa laskettua raja-arvoa eli arvoa, jonka alle jäävällä pitoisuudella haitallisia vaikutuksia tuskin voidaan havaita. Tällaiseen kenttäaineistoon perustuvat riskinarviot toimivat hyvin, jos tutkittavan sedimentin ominaisuudet ovat yhteneväiset ennustavan aineiston kanssa sekä haitta-aineet ja niiden määrät vastaavat mallin aineistoa. Sovelluksen suurimpana ongelmana on yleensä ennustavan aineiston puute.

Liite 2. Perusteluja Ruotsin ja Sveitsin sekä Norjan arvojen käytölle sedimentin kynnysarvoina

EU-laajuisten, direktiiviin perustuvien sedimenttien ympäristölaatunormien puuttuessa, ekologisia kynnysarvoja on laadittu pohjautuen ajantasaisiin ainekohtaisiin koosteisiin, yhdistettynä turvakertoimien käyttöön EU:n teknisten ohjeiden mukaisesti (Euroopan komissioa 2018). Vallitseva periaate on, että mitä vähemmän tietoa on olemassa aineen haitallisuudesta sedimentin ja veden eliöstölle, sitä suurempia turvakertoimia on käytettävä, jotta saadaan muodostettua riittävän suojelevat ekologiset kynnysarvot. Kuitenkin sedimentissä eläville merieliöille on olemassa vain rajallisesti tutkimustietoa ja usein joudutaan käyttämään vesipatsaassa elävien vesieliöiden toksisuustestien tuloksia. Aineille, joille ei löydy kuin vähän tutkittua toksisuustietoa, käytettävät turvakertoimet voivat olla hyvin konservatiivisia.

Ohjeistuksessa kynnysarvoiksi on valittu aineita, joilla on keskimääräistä enemmän toksisuustestiaineistoa mahdollistaen probabilistisen tavan määrittää kynnysarvo. Tällaisia ovat Ruotsin lainsäädännössä sedimentille asetetut EU-ohjeen mukaiset EQS-arvot sedimentille sekä Sveitsin lähivuosina johtamat ehdotukset EQS-arvoiksi sedimentille. Luotettavia kynnysarvoja voi poimia myös kirjallisuudesta kuten on tehty nikkelin ja sinkin tapauksessa (Ruotsin ehdotus EQS-arvoksi) (Taulukko X). Nikkelille ja sinkille lasketut arvot edustavat erittäin huolellisesti tehtyjä riskinarviointoja, perustuen laajaan tausta-aineistoon, EU-ohjeessa mainittuun SDD lähestymistapaan ja biosaatavuuden huomioimiseen (Schlekat ym. 2015, Hermansson & Ytreberg 2022).

Sveitsin ehdottomat EQS-arvot perustuvat erittäin laajaan tieteelliseen aineistoon ja edustavat uusimpia ehdotettuja EQS-arvoja sedimentille. Ruotsin EQS-arvot on muodostettu EU:n ohjeen mukaisesti ja niistä on kirjoitettu laajat taustakatsaukset hyödyntäen parhaimpia ekotoksikologisia tietokantoja ja hyvää tieteellistä käytäntöä – huomioiden myös luonnosta mitatut pitoisuudet. Alkuperäiset viitteet on koottu taulukkoon X..

Norja on laatinut sedimentille kansalliset ympäristölaatunormit. Aineistossa on pyritty huomioimaan erityisesti sedimentissä elävä pohjaeliöstö mutta tietojen puuttuessa arvoja on muodostettu myös laskennallisesti pintavesiarvoista muuntamalla. Norjan M241 raportissa on tarkistettu aiemmat arvot, jotka julkaistiin raportissa TA-3001 (laskettu EU:n menetelmällä, TDG 2011) ja joko validoitu aiemmat arvot (laadunvarmistus) tai sitten muutettu niitä. On huomioitava, että Norja on normalisoinut arvonsa 1 % hiilipitoisuuteen.

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M241/M241.pdf>

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/3001/ta3001.pdf>

Uusimmat sedimentin pilaantuneisuutta kuvaavat luokkarajat on julkaistu:

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf>

Liite 3. Näytteenoton tavoitteet, strategiat ja näytteenottotavat

Näytteenoton tavoitteiden huomioiminen

Useat kohdekohtaiset tekijät vaikuttavat näytteenottopisteiden valintaan. Taulukossa X on yhteenveto kohdekohtaisista tekijöistä, jotka tulee ottaa huomioon näytteenottosuunnitelmaa laadittaessa (US EPA 2001).

Taulukko X Käytännön asioita näytteenottopisteiden kohdekohtaisessa valinnassa näytteenottosuunnitelmaa laadittaessa.

Tavoite	Harkintaan vaikuttavia asioita
Sellaisten alueiden määrittäminen, joilla sedimentin pilaantumista saattaa esiintyä	Hydrologiset tiedot: <ul style="list-style-type: none">• valumien laatu ja määrä• mahdolliset laskeumat kaikista suspendoituneista kiintoaineista• ylösvirtaukset• kaasun tai nesteen tihkuminen/vapautuminen sedimentistä
Akkumulaatio-, kulkeutumis- (transportaatio-) ja eroosioalueiden määrittäminen	Syvyys- ja pohjakartat ja hydrografiset tiedot: <ul style="list-style-type: none">• veden syvyys• eroosio-, kulkeutumis- ja laskeumavyöhykkeet• syvyysmittaukset• sedimentin levinneisyys, paksuus ja tyyppi• virtausten nopeus ja suunta• sedimentaationopeudet• vallitsevat tuulet• vuodenaikojen vaihtelut lämpötilassa, sademäärässä, auringon säteily jne.• aallokko, vuorovedet• vaihtelut ihmisen aiheuttamissa ja luonnollisissa kuormituksissa
Mahdollisten haitallisten aineiden lähteiden määrittäminen	Ihmistoimintaan liittyvät tiedot: <ul style="list-style-type: none">• kaupunkikeskusten sijainti• historialliset muutokset maankäytössä• toimialojen tyypit, tiheydet ja toiminnan laajuus• jätekaatopaikkojen sijainti• jätevedenkäsittelylaitosten sijainti• hulevesien poistovesien ja yhdistettyjen viemärien ylivuotojen sijainti• jätevesien sijainti, määrä ja laatu• aikaisemmat seurannat ja arvioinnit tai geokemialliset selvitykset• ruoppaustoiminta ja avoveden ruoppausmateriaalien loppusijoituspaikat• historiallisten jätevuotojen sijainti
Haitallisten aineiden biosaatavuuteen vaikuttavat tekijät	Geokemialliset tiedot: <ul style="list-style-type: none">• kallioperän tyyppi ja maaperän/sedimentin kemia• Yläpuolella olevan veden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet
Näytteiden edustavuuden määrittäminen	Karakterisoitava tekijän <ul style="list-style-type: none">• alue• tilavuus• syvyys• mahdollinen kerrostuminen

Näytteenottostrategiat

Sedimentin kemiallisen tilan seurantaan varten on kaksi pääasiallista lähestymistapaa:

- a) Todennäköisyyteen pohjautuva malli, joka on näytteenottopisteiden verkosto, sisältäen satunnaisesti valitut näytteenottoaikat. Tällä tavoin saadaan painottomaton arvio vesistön tilasta.

- b) Kohdennettu suunnittelu, jossa näytteenottoaikat valitaan alustavan kuormitusanalyysin ja tiedossa olevien, aluetta kuormittavien pistelähteiden perusteella.

Todennäköisyyteen perustuva näytteenottosuunnitelma soveltuu paremmin käytettäväksi hajakuormituksen karakterisointiin, kun taas kohdennettu näytteenotto pistekuormituksen seuranta-aikoilla.

Näytteenottostrategiasta riippumatta, sedimenttien ollessa kyseessä, analysoitavat näytteet ovat erittäin usein moniosanäytteitä (perustuen kokoomanäytteenottoon). Moniosanäytteenotolla tai kokoomanäytteenotolla saatava analyysitulokset kuvaa tutkittavan kohteen ainemäärää, jolloin X mg/kg tarkoittaa, että kilossa tutkimusalueen sedimenttiä on **keskimäärin** X mg tutkittua ainetta. Yksittäisiin näytteisiin perustuvat menetelmät kuvaavat **yksittäisten näytteiden ainemääriä**, jolloin X mg/kg tarkoittaa, että kilossa yksittäistä sedimentinäytettä on X mg tutkittua ainetta. Oikean strategian valinta riippuu tutkimuksen tarkoituksesta ja myös tutkittavan kohteen laajuudesta.

Todennäköisyyspohjaiset tai satunnaisotantaan perustuvat mallit välttävät näytteenoton tulosten vääristymistä valitsemalla näytteenottoaikat satunnaisesti. Todennäköisyyslaskenta edellyttää, että kaikilla näytteenottoyksiköillä on tunnettu todennäköisyys tulla valituksi. Kohteet voidaan todella valita satunnaisen kaavion perusteella tai systemaattisesti (esimerkiksi ota näyte 10 metrin välein satunnaisesti valitun transektin mukaan). Yksinkertaisessa satunnaisotannassa kaikilla näytteenottoyksiköillä on yhtä suuri valintatodennäköisyys. Tämä malli soveltuu ympäristömuuttujien keskiarvojen ja summien arvioimiseen (US EPA 2001).

Ruudukko- tai systemaattisessa näytteenotossa ensimmäinen näytteenottoaika valitaan satunnaisesti ja kaikki seuraavat asemat sijoitetaan säännöllisin välimatkoin (esimerkiksi 50 metrin etäisyydelle toisistaan) koko tutkimusalueella. On selvää, että näytteenottoaikojen määrä voi olla suuri, jos tutkimusalue on laaja ja halutaan tarkkaa tietoa haitallisten aineiden esiintymisestä tai toksikologista tietoa. Siten, riippuen haluttujen analyysien tyypeistä, tällainen näytteenotto voi tulla kalliiksi, ellei tutkimusalue ole suhteellisen pieni ja/tai asemien tiheys (eli kuinka lähellä asemat ovat) suhteellisen alhainen. Tällainen ruudukkonäytteenotto saattaa olla tehokas aiemmin tuntemattomien "hot spot" havaitsemiseen rajoitetulla tutkimusalueella (US EPA 2001).

Ositetussa (Stratified) näytteenotossa valintatodennäköisyydet voivat vaihdella ositteiden välillä. Ositettu satunnaisotos koostuu tutkittavan alueen jakamisesta ei-päällekkäisiin osiin tai osa-alueisiin, ositteisiin (esimerkiksi ekoalueisiin, vesistöihin tai erityisiin ruoppaus- tai kunnostuskohteisiin). Näin on mahdollista saada luotettavampi arvio koko populaation keskiarvosta tai kokonaisuudesta. Näytteenottoaikat valitaan satunnaisesti kustakin ositteesta. Ositettua satunnaisotantaa käytetään usein sedimentin laadun seurannassa, koska tietyt ympäristömuuttujat voivat vaihdella vuorokaudenajan, vuodenajan, hydrodynamiikan tai muiden tekijöiden mukaan. Ositettu näytteenotto voidaan toteuttaa monivaiheisena otantana. Tällöin ensin valitaan suuret osa-alueet tutkimusalueen sisällä. Näytteenottoaikat sijoitetaan satunnaisesti jokaiselle osa-alueelle, jotta saadaan keskimääräisiä tai yhdistettyjä arvioita kiinnostavista muuttujista, kuten tietyn haitallisen aineen pitoisuus tai akuutti myrkyllisyys eliölajille, kullekin osa-alueelle. Tämäntyyppinen otanta on hyödyllinen muuttujien tilastolliseen vertailuun tutkimusalueen osa-alueiden välillä (US EPA 2001).

Kohdennetuissa näytteenotossa (kutsutaan myös arvioivaksi tai mallipohjaisiksi), paikat valitaan tiedossa olevien tekijöiden, kuten veden syvyyden, pohjan topografian, sedimentin laadun (savi, hiekka, kivi, turve), haitallisten aineiden kuormituksen ja saavutettavuuden perusteella (Euroopan komissio 2010, Ohje 25). Kohdennettu näytteenotto on yleensä sopiva tilanteisiin, joissa:

- Tutkittavan alueen rajat ovat hyvin määriteltäviä;
- Tutkimuksen tavoitteena on seuloa alue haitallisten aineiden esiintymisen tai puuttumisen varalta.
- Tietoja halutaan tietystä olosuhteista (esimerkiksi "worst case") tai tietyistä alueista.
- Aikataulu tai budjettirajoitukset estävät mahdollisuuden toteuttaa tarkempaa todennäköisyyteen pohjautuvaa tutkimusta.

Kohdistetut näytteenottosuunnitelmat voidaan usein toteuttaa nopeasti suhteellisen alhaisilla kustannuksilla. Tällainen näytteenotto rajoittaa johtopäätösten tekemisen vain niille alueille, joilta näyte on otettu ja analysoitu (US EPA 2001).

On tavallista, että sedimenttinäytteenotto kohdistetaan vesimuodostuman syvimpään kohtaan, missä kiintoaineksen akkumulaatio on voimakkainta ja tasaisinta. Sedimenttinäytteestä voidaan silmämääräisesti erottaa yleensä n. 10 cm vahvuinen tumma/musta kerros, joka edustaa uusinta kerrostunutta ainetta ja

vaihettuen alaspäin mentäessä vaaleammaksi ja luonnontilaiseksi. Kuitenkin on poikkeuksia, jolloin altaan syvin kohta edustaa eroosioaluetta. Tällöin näyte on savinen tai sisältää runsaasti rauta-mangaanisaostumia. Tässä tapauksessa akkumulaatioaluetta on etsittävä syvänteen lähialueilla ja varmistettava näytteen laatu. Kerrostumisalue voidaan paikallistaa sedimenttikaikuluotauksella tai näytteenottimella alueellisesti haarukoimalla. Näytteenotto- ja menetelmät on kuvattu tarkemmin US EPA (2001) raportissa.

Näyttemäärät ja rinnakkaisnäytteet

Kerättyjen näytteiden lukumäärä vaikuttaa suoraan tietojen edustavuuteen ja tarkkuuteen. Yleissääntönä on, että suurempi määrä näytteitä antaa paremman kuvan alueen haitallisten aineiden pitoisuuksista tai myrkyllisyyden alueellisesta laajuudesta. Näin ollen otosvaatimukset on määritettävä tapauskohtaisesti. Kerättävien näytteiden määrä määräytyy viime kädessä esitettyjen kysymysten perusteella. Jos esimerkiksi kiinnostaa pistemäisen kuormituslähteen tai esimerkiksi maankäytön vaikutukset järveen tai suistoon, saattaa olla tarpeen kerätä ja analysoida monia näytteitä suhteellisen pieneltä alueelta. Jos taas on kiinnostunut seulomaan "kuumia kohtia" tai paikkoja, joissa on korkea haitallisen aineen sedimenttipitoisuus vesistöissä, saattaa olla tarkoituksenmukaista ottaa suhteellisen vähän näytteitä säännöllisin välimatkoin olevista paikoista. Useimmissa arviointitutkimuksissa kerättävien näytteiden määrä on kompromissi ihanteellisen ja käytännön välillä. Suurimpia käytännön rajoitteita ovat analyysikustannukset ja näytteenoton logistiikka. Sopiva lukumäärä näytteitä riippuu tutkimusalueen laajuudesta, mitattavien haitallisten aineiden tyypistä ja jakautumisesta, sedimentin ominaisuuksista ja homogeenisuudesta, sedimentistä todennäköisesti löytyvien haitta-aineiden pitoisuuksista ja näytteen tilavuusvaatimuksista (US EPA 2001).

Sedimenttinäytteiden ottaminen on työläs ja kustannuksia aiheuttava työvaihe. On kuitenkin hyvä käytäntö kerätä ylimääräisiä näytteitä, joista analysoitavaksi valitaan tarvittava osajoukko. Arkistoituja rinnakkaisnäytteitä voidaan käyttää kadonneiden näytteiden korvaamiseen, tietojen varmentamiseen, kyseenalaisia tuloksia tuottavien analyysien suorittamiseen uudelleen tai alkuperäisten tietojen seulonnassa mahdollisesti syntyvien jälkikäteisten hypoteesien riippumattomaan testaukseen. Sedimenttien varastointi saattaa kuitenkin johtaa muutoksiin haitallisten aineiden biosaatuudessa. Siksi arkistoitujen näytteiden tulosten tulkinnessa tulee noudattaa varovaisuutta (US EPA 2001).

Kuten jo mainittiin, kerättyjen ja analysoitujen näytteiden määrä on aina kompromissi halusta saada mahdollisimman korkealaatuista tutkimustietoa, ja analyttisten kustannusten, näytteenotto- ja varastoinnin sekä tutkimuksen logistiikan aiheuttamien rajoitusten välillä. Siksi jokaisen näytteenotto-ohjelman on löydettävä tasapaino tiedon hankkimisen välillä, jotta voidaan saavuttaa vaatimuksia tai tutkimustavoitteita kustannustehokkaalla tavalla.

Rinnakkaisnäytteiden ottoa toisin sanoen replikointia käytetään tietyn mittauksen tarkkuuden arvioimiseen, ja se voi esiintyä monessa muodossa halutun tarkkuuden tyypistä riippuen. Useimmissa ohjelmissa analyttiset rinnakkaisnäytteet ovat useimmin käytetty replikointimuoto. Analyttisen replikoinnin laajuus (kaksoiskappaleet) vaihtelee tutkimuksen vaatimusten mukaan. Kentällä otettavat rinnakkaisnäytteet tarjoavat hyödyllistä tietoa haitallisten aineiden alueellisesta jakautumisesta ja sedimentin laadun heterogeenisyydestä tutkittavalla alueella. Lisäksi kentällä otettavat rinnakkaisnäytteet tarjoavat todellisen replikoinnin tutkittavalla paikalla (analyttiset rinnakkaisnäytteet ja jaetut näytteet tarjoavat lisätarkkuutta tietyille näytteille, eivät alueelle), ja siksi niitä voidaan käyttää analyysien tilastolliseen vertailuun (esimerkiksi haitallisen aineen pitoisuus, toksisuus ja kudospitoisuus) eri osa-alueilla tai tutkittavan alueen ja vertailualueen välillä. Kentällä tapahtuvan näytteiden replikoinnin tulosten analysointi antaa tietoa sekä kenttä- että laboratorioanalyysien vaihtelevuudesta ja tarkkuudesta sekä tietoa myös rinnakkaisnäytteiden välisestä vaihtelusta. Tilastolliset näkökohdat on huomioitava määritettäessä sopiva määrä rinnakkaisnäytteitä eri näytteenottotavoitteiden mukaisesti. (US EPA 2001).

Näytteen jakamista osanäytteisiin suoritetaan harvemmin kentällä, koska on hyödyllisempää kvantifioida tietojen tarkkuus käyttämällä yllä kuvattuja analyttisiä ja kentältä otettuja rinnakkaisnäytteitä. Näytteen jakamista osanäytteisiin käytetään laboratorioissa toksisuus- ja bioakkumulaatioanalyseissä ja testimateriaalin homogeenisuuden varmistamiseen sedimentin toksisuustesteissä. Kentällä näyte jaetaan yleensä erityyppisiä analyysielementtejä varten (esimerkiksi myrkyllisyys, kemia, pohjaeliöstö) sen sijaan, että otettaisiin näytteitä erikseen tiettyihin tarkoituksiin (US EPA 2001).

Kokooma- tai yhdistelmänäyte muodostetaan yhdistämällä materiaalia useammasta kuin yhdestä näytteestä tai osanäytteestä. Koska yhdistetty näyte on yhdistelmä yksittäisiä osanäytteitä, se edustaa otoksen

muodostavien ominaisuuksien "keskiarvo". Siksi yhdistetty kokoomanäyte johtaa vähemmän yksityiskohtaiseen kuvaukseen paikan sisällä tapahtuvasta vaihtelusta verrattuna rinnakkaisnäytteiden ottamiseen kullakin tutkittavalla alueella tai osa-alueella. Yksittäisen tutkittavan näytepisteen (tai näyteaseman) kokoomanäytettä pidetään kuitenkin yleensä erinomaisena tapana tuottaa laadukasta tutkimustietoa suhteellisen pienellä epävarmuudella. Kokoomanäytteillä on useita hyviä puolia: tuottaa keskimääräisen arvion tietylle tutkimuspisteelle pienemmillä kustannuksilla kuin käyttämällä erillisiä rinnakkaisnäytteitä, antaa hyödyllistä tietoa useammalta näytepisteeltä alhaisilla analyysikustannuksilla ja tarjoaa tehokkaasti riittävän näytetilavuuden monenlaisiin analyyseihin, erityisesti biologisiin/toksisuusanalyyseihin. (US EPA 2001). Koomanäytteenottoa on tarkemmin kuvattu ruoppaus- ja läjitysohjeessa ja se soveltuukin hyvin ruopattavien laajojen kohteiden näytteenottotavaksi (YM 2015). Kokoomanäytteiden käyttöä ei kuitenkaan suositella, jos näytteiden yhdistäminen johtaa erittäin myrkyllisten (tai biokertyvien) mutta paikallisten "kuumien pisteiden" laimenemiseen analyyseissä.

Passiiviset keräimet

Haitallisten aineiden pitoisuus vedessä voi kertavesinäytteessä jäädä määritysrajan alapuolelle, mikä ei kuitenkaan välttämättä tarkoita sitä, että yhdistettä ei olisi läsnä. Mikäli haitta-aineen pitoisuudet vaihtelevat, voi hetkellisen kertavesinäytteen ajoitus vaikuttaa voimakkaasti siihen, havaitaanko yhdistettä vai ei. Yhdisteet voivat myös olla niukkaliukoisia, jolloin ne kiinnittyvät partikkeleihin ja laskeutuvat lopulta vesimuodostelman pohjaan. Niukkaliukoisia yhdisteitä voi kuitenkin olla vedessä pieniä pitoisuuksia ja näiden pitoisuuksien havaitsemiseen voidaan käyttää erilaisia passiivisia keräimiä (Ahkola & Siimes 2022).

Passiiviset keräimet keräävät tutkittavan yhdisteen liukoista osiota viikkojen tai kuukausien ajan, jolloin hetkellisessä kertavesinäytteenotossa alle määritysrajan jääneet pitoisuudet voidaan konsentroida mitattavalle tasolle. Passiivinäytteenoton avulla voidaan määrittää tutkittavan yhdisteen pitoisuus pitkältä aikaväliltä, joten sen avulla läsnä olevat yhdisteet voidaan todeta hetkellisistä kertavesinäytetä luotettavammin (Ahkola & Siimes 2022).

Vesirakentamistoimenpiteen aikana ympäröivään vesistöön vapautuu partikkeleita sekä liukoiseen muotoon muuntuneita haitta-aineita. Keräimiä altistetaan ennen toimenpidettä, sen aikana sekä toimenpiteen jälkeen vaikutusten selvittämiseksi. Asennettaessa passiivikeräimiä toimenpidealueen ympärille esimerkiksi veden virtaussuuntaan eri välimatkojen päähän, voidaan yhdisteiden mahdollinen leviäminen havaita sekä todeta, millä etäisyydellä pitoisuudet ovat palanneet ennen toimenpidettä vallitseville tasolla.

Orgaanisten haitta-aineiden tutkimiseen vesifaasista ja huokosvedestä voidaan käyttää kaupallisesti saatavilla olevia DGT (diffusive gradients in thin films), POCIS (polar organic chemical integrative passive sampler) tai Chemcatcher-keräimiä. DGT keräimien avulla voidaan määrittää muun muassa metalleja, radionuklideja, PFAS-yhdisteitä, klooribentseeniä, sulfidia, nitraattia ja fosfaattia. POCIS-keräimellä voidaan tutkia muun muassa PFAS-yhdisteitä ja kasvinsuojeluaineita ja Chemcatcher-keräimillä metalleja, radionuklideja, PCB- ja PAH-yhdisteitä, organotinayhdisteitä ja PFAS-yhdisteitä. Kaupallisten keräimien altistamiseen on saatavilla erilaisia häkkeitä, mutta häkkeitä voi myös tehdä itse. Metalleja tutkittaessa materiaalien tulee olla muovia ja orgaanisia yhdisteitä määritettäessä metallia. PDMS (polydimetyylisiloksaani)-keräimet käsitellään laboratoriossa ennen altistusta ja niitä altistetaan vähintään kuukausi. PDMS-keräimiä voidaan käyttää organotinayhdisteiden, PAH- ja PCB yhdisteiden määrittämiseen. PDMS ja Chemcatcher-keräimiä käytetty myös pullokokeissa lietteelle tutkimaan yhdisteiden biosaatavaa osiota. Jos sedimentti sisältää runsaasti vettä, niin mainitut keräimet toimivat myös sedimenteille (Ahkola ym. 2021). Laboratorio-olosuhteissa DGT keräimiä on käytetty myös sedimenttien tutkimiseen.

Toimenpiteen aikana leviävän kiintoaineen määrää voidaan selvittää sedimentaatioasioiden avulla. Sedimentaatioastioita altistetaan 2-4 ennen toimenpidettä, toimenpiteen aikana ja toimenpiteen jälkeen. Mikäli astioita altistetaan veden virtaussuunnassa, voidaan arvioida, millä etäisyydellä partikkeleiden määrä palaa ennen toimenpidettä vallitsevalle tasolle. Astioihin kerääntyneistä partikkeleista voidaan määrittää altistusajana levinneen kiintoaineen määrä ja kiintoaineesta voidaan edelleen määrittää niihin sitoutuneiden metallien, organotina-, PCB-, PAH- ja muiden niukkaliukoisten yhdisteiden pitoisuus.

Keräinten avulla voidaan arvioida liukoisen kemikaaliosuuden toksisuutta, joka voi kokonaistoksisuutta paremmin kuvata materiaalin haitallisuutta eliöille. PDMS-keräimiä voidaan altistaa tutkittavalle sedimentille laboratoriossa ravistelukokeessa 2-4 viikon ajan niin, että yksi keräin altistetaan yhdessä sedimenttiä sisältävässä astiassa. Altistuksen jälkeen keräimistä voidaan uuttaa niihin kerääntynyt

kemikaalikoostetta toksisuustestejä varten. Rinnakkain altistetuista keräimistä voidaan myös määrittää tutkittavien yhdisteiden (esimerkiksi PAH-, PCB- ja organotinayhdisteet) pitoisuus ja arvioida niiden vaikutusta sedimentin toksisuuteen.

Passiiviset keräimet voivat tarjota tieteellisesti luotettavamman ja kustannustehokkaamman tavan mitata tai ennustaa hydrofobisten haitta-aineiden pitoisuutta liuenneessa vesifaasissa kuin perinteinen näytteenotto. Lisäksi passiivisten keräimien tiedot voivat johtaa tarkempiin ja biologisesti merkityksellisempiin mittauksiin kuin perinteiset näytteenottomenetelmät. On yhä enemmän todisteita siitä, että passiivisten keräimien pitoisuuksien ja vesieliöihin, erityisesti sedimenttiin läheisesti liittyvien (esimerkiksi pohjaeläimet), biokertyvän pitoisuuden välillä on hyvä korrelaatio. Vesipatsaaseen tai väliveteen liennut pitoisuus on tärkein biologisesti käytettävissä oleva pitoisuus ja tämä on tieto, joka tarvitaan todellisten altistusolosuhteiden ymmärtämiseen alueella. Keräimien käyttöä on ohjeistettu tarkemmin ympäristöhallinnon oppaassa (Ahkola & Siimes 2022).

Liite 4. Kemiallinen analytiikka ja näytteen määrät sekä näytteen käsittely

Haitallisten aineiden analytiikka on viime vuosina kehittynyt ja näytteistä on mahdollista määrittää yhä pienempiä pitoisuuksia. Analytiikka on kuitenkin kallista, jolloin tutkimuksissa pyritään havainnoimaan usein korkeintaan muutama aine. Esimerkiksi dioksiinit ja furaanit, joiden analyysihinta Suomessa vaihtelee 700-800 € välillä, jätetään usein tutkimatta. Dioksiinien kemiallinen määrittäminen kertoo yhdisteiden pitoisuuden, mutta ei kuitenkaan anna tietoa näytteen haitallisuudesta. Lisäksi niiden kemiallisissa analyysissä ei havaita dioksiinien kaltaisia yhdisteitä (muun muassa tasomaiset: PCB 77, 81, 126, 159, ja muut: PCB 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189), jotka läsnä ollessaan lisäävät näytteen toksisuutta. PIMA-ohjearvojen ja vesiympäristöjen ympäristölaatu normien määritelmässä on kuitenkin yksiselitteisesti ilmaistu, että dioksiinien ja furaanien toksisuusekvivalenttikertoimeen (WHO-TEQ) sisältyvät myös dioksiinienkaltaiset (PCB-)yhdisteet ja tätä käytäntöä voitaisiin soveltaa myös sedimenttitutkimuksiin (Ahkola & Salminen 2019).

Näytemäärät riippuvat tehtävistä analyyseistä. Näytteen säilyttämisessä tulee noudattaa huolellisuutta. Koska useimmat analyysit edellyttävät jopa miljardisosan havaitsemisrajoja (ppb), näytteen kontaminaation välttäminen on ensiarvoisen tärkeää (Bay ym. 2021). Näyteastioiden valinnasta ja kuljettamisesta, esikäsittelyn ja säilyttämisen vaatimuksista sovitaan näytteet analysoivan laboratorion kanssa (perusvaatimuksia on esitetty taulukossa X). Yhteistyössä näytteet analysoivan laboratorion kanssa tehtävään laadunvarmennukseen on kiinnitettävä erityistä huomiota, jotta voidaan tarvittaessa osoittaa, että haitta-ainepitoisuudet eivät ole muuttuneet näytteen säilytyksen aikana esimerkiksi biologisen tai valokemiallisen hajoamisen tai kuivumisen seurauksena. Näytteenotto tulee dokumentoida huolella. Siinä esitetään oleelliset havainnot pohjan ja sedimenttien laadusta sekä sedimenttien arviointiin ja jatkotutkimusten suunnitteluun oleellisesti vaikuttavista seikoista.

Näytteet on pyrittävä säilyttämään mahdollisimman muuttumattomina näytteenotosta laboratorioon. Kuljetuksen ajan näytteet pidetään kylmälaukuissa tai –laatikoissa suojassa suoralta valolta, lämpötilan muutoksilta ja rikkoontumiselta. Näytteet tulee kuljettaa jäähdytettyinä, mutta jäätymättöminä. Sedimenttinäyte toimitetaan usein sellaisenaan ellei vaadita pitkäaikaisempaa säilytystä, jolloin se tulisi toimittaa 4 °C asteen lämpötilassa. Näytteen säilyttämiseen varataan mieluummin leveäsuuisia, suljettavia muovipurkkeja tai suljettavia, tukevia muovipusseja. Jos sedimenttinäytteistä analysoidaan esimerkiksi orgaanisia klooriyhdisteitä, muovin käyttöä on vältettävä. Näytteet merkitään huolellisesti ja varustetaan läheteillä, joista ilmenee tutkimuksen nimi, tarkka näytteenottopaikka, näytesyvyys, näytteenottoaika sekä näytteenottajan nimi. Ainakin yhteen näyteastiaan on syytä merkitä sarja- ja syvyystietojen lisäksi läheteeseen tulevat tiedot.

Sedimenttinäytteet kestäväidään pakastamalla –25 °C:ssa ja säilytetään sen jälkeen –18 °C:ssa. Näytteet voidaan myös kylmäkuivata, jolloin näytteen rakenne säilyy kuohkeana, mikä helpottaa hienontamista. Näytteet voidaan myös kuivata 105 °C:n lämpötilassa. Elohopeamäärityksiä varten sedimenttinäytteet säilötään pakastamalla tai kylmäkuivataan. Esimerkiksi PFASin osalta on tärkeää, että vältetään kontaminaatiota näytteen käsittelyn aikana ja käyttää oikeita keräysastioita (PP tai HDPE). Kuivaamisen jälkeen sedimenttiä tulisi olla jäljellä vähintään 3 grammaa. Näytteenottotekniikoista ja muun muassa vaadittavista näytemääristä, -koosta sekä säilyttämisestä on ohjeistettu useissa oppaissa ja standardeissa (Euroopan komissio 2010, ISO 5667-12:2017, ISO 5667-1:2020, Bay ym. 2021).

Taulukko 1 Suositellut näytekoot, astiamateriaali, säilytyslämpötila- ja aika (Bay ym. 2021).

Näytteen laatu	Näytemäärä (minimi) ml	Astia	Säilytystapa		Säilytysaika (kk)
			kuljetus	varastointi	
Raekoko	70	HPDE muovi tai lasi	Ensin jäihin, 4°C	4°C	6
Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)	135	HPDE muovi tai lasi	Ensin jäihin, 4°C	-20°C	6
Metallit	70	HPDE muovi tai lasi	Ensin jäihin, 4°C	-20°C	12
Elopea (kokonaismäärä)	35	Lasi	Ensin jäihin, 4°C	-20°C	12
Orgaaniset aineet	135	Lasi	Ensin jäihin, 4°C	-20°C	12
Kemia arkisto	200	Lasi	Ensin jäihin, 4°C	-20°C	
Toksisuustestit	1000-1500	HPDE muovi tai lasi	Ensin jäihin, 4°C	4°C	1

Maaperästandardeissa kuvatut liuotinuuttomenetelmät toimivat myös kuivatulle sedimentille. Sedimenttien haitallisten aineiden analysoinnissa on käytössä erilaisia uuttomenetelmiä klassisesta Soxhlet-uutosta edistyneempiin mikroaaltohajotukseen sekä paineistettuun liuotinuuttoon. Jos sedimentissä epäillään olevan haihtuvia orgaanisia yhdisteitä, on suositeltavaa analysoida tuoretta (märkää) sedimenttiä ja välttää pakastamisvaihetta haihtumisen välttämiseksi. Tuoreiden sedimenttinäytteiden uuttaminen edellyttää, että ensimmäisenä käytetään uuttoainetta, joka sekoittuu veteen (kuten asetonia). Tätä seuraa vähemmän polaarinen uuttoaine kuten pentaani tai heksaani. Tämä menettely toimii hyvin ei-polaarisille prioriteettiaineille, kuten esimerkiksi klooratut torjunta-aineet, PAH-yhdisteet, PBDE:t ja klooratut bentseenit. Vaihtoehtoisesti voidaan käyttää puhdista ja nappaa tyyppisiä tekniikoita haihtuvien yhdisteiden analysointiin (Euroopan komissio 2010).

Puolihaihtuvien orgaanisten yhdisteiden analyysitekniikoihin kuuluu yleensä liuotinuutto sedimenttimatriisista. Laaja puhdistus on tarpeen, jos on todennäköistä, että sedimenttinäyte sisältää (a) biologisia makromolekyylejä, (b) pelkistyneistä sedimenteistä peräisin olevaa rikkiä ja (c) öljyä ja/tai rasvaa. Suositellut havaitsemismenetelmät puolihaihtuvien ja haihtuvien orgaanisten epäpuhtauksien analysointiin perustuvat kaasumassakromatografian (GC-MS) käyttöön. Halogenoitujen orgaanisten yhdisteiden määrittämiseen voidaan myös käyttää EDC (Electron Capture Detector) menetelmää. Haihtumattomat orgaaniset yhdisteet vaativat HPLC-erotuksen selektiivisellä detektiolla, kuten fluoresoiva ja sähkökemiallinen tunnistus (Euroopan komissio 2010).

Haitallisten aineiden pitoisuuksien määritykset on pyrittävä tekemään laboratorioissa, joilla on käytössä kyseisten haitta-aineiden analyysien ja tarvittavien määritystarkkuuksien osalta akkreditoidut menetelmät. Analyysit tehdään käyttämällä standardisoituja menetelmiä. Tulosten ohkeen on liitettävä selostus näytteen esikäsittelystä, analyysimenetelmistä ja muista vastaavista seikoista, jotka ovat laboratorioissa voineet vaikuttaa tuloksiin.

Liite 5. Kulkeutumisriskien arviointi

Ruoppauksen ja täytön aiheuttaman veden kiintoainepitoisuuden kohoamisen laskennallinen tarkastelu

Ruoppaus ja täyttö aiheuttavat merkittävää veden kiintoainepitoisuuden kohoamista ja samennusta ruoppausalueella ja sen välittömässä läheisyydessä. Vaikutus kuitenkin vähenee nopeasti ja sitä ei yleensä havaita enää muutaman sadan metrin etäisyydellä. Esimerkiksi satamaympäristössä on todettu ruoppaustöiden aiheuttaman suspension sedimentoituvan uudelleen suuruusluokkaa 0,5–1 km olevan kulkeutumismatkan jälkeen (Golder Associates 2007). Vuotuinen luontainen resuspensio voi kuitenkin olla merkittävää sillä esimerkiksi Suomenlahdella tehtyjen tutkimusten mukaan vuotuinen luonnollinen resuspensio 1 km² kokoisella merialueella vastaa määrältään 400 läjitysproomullisen (250 m³ / 500 t) läjitystapahtumassa resuspendoituvaa kiintoainemäärää (Luode Consulting 2013).

Suspendoituneesta kiintoainekuormasta veteen liukenevaa haitta-ainepitoisuutta voidaan laskea seuraavasti (Rossi 2007). Metallien ja öljyhiilivetyjen oletetaan yleensä liukenevan täysin ja tulevan siten kokonaisuudessaan eliöstön käyttöön.

$$C_{diss} = \frac{10^3 q_i TSS_{wc}}{1 + K_d TSS_{wc}} \quad \text{jossa}$$

- C_{diss} = veteen liuenneen haitta-aineen pitoisuus ($\mu\text{g/l}$)
- K_d = haitta-aineen jakautumiskerroin kiintoaine / vesi (l/kg)
- q_i = sedimentin haitta-ainepitoisuus (mg/kg)
- TSS_{wc} = kiintoainepitoisuus (kg/l)

K_d saadaan orgaanisille haitta-aineille seuraavasti:

$$K_d = f_{oc} \cdot K_{oc} \quad \text{jossa}$$

- f_{oc} on orgaanisen hiilen osuus

Sedimentaationopeus ja haitta-aineiden kertymä

Aikayksikössä kerrostuvan sedimentin ja haitta-aineen määrää massatasetta voidaan arvioida sedimentaationopeuden avulla. Sedimentaationopeus saadaan parhaiten selville viimeaikaisista sedimenteistä ¹⁴C-, ²¹⁰Pb- tai ¹³⁷Cs-, tai nokipalloajoitusten avulla. Joissakin tapauksissa myös sedimentin tunnettuja merkkiorisontteja tai vuosikerrallisiksi osoitettuja rakenteita voidaan käyttää ajoitukseen. Sedimentaationopeus vaihtelee suomalaisissa sedimenteissä valtaosin välillä 0,2-20 mm/y. Pienimmät arvot saavutetaan ultraoligotrofisissa järvissä ja suurimmat hypereutrofisissa järvissä tai ihmistoiminnan aiheuttaman resuspendoitumisen alueilla. Sedimentaationopeuden avulla voidaan laskea haitta-aineiden kertymä seuraavasti (Tolonen ym. 1976):

Kertymä (Tolonen ym. 1976):

$$K = (100 - W) \cdot 100 \cdot r \cdot T \cdot p;$$

K, ainekertymä ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$);

r, sedimentaationopeus (mm y^{-1});

T, tilavuuspaino ($\text{kg dm}^{-3} = \text{g cm}^{-3}$);

p, aineen pitoisuus - % (DW).

Tilavuuspaino (Häkanson & Jansson 1983):

$$\rho = \frac{100 \cdot \rho_m}{[100 + (W + IG^0) \cdot (\rho_m - 1)]};$$

ρ , märkätiheys (g cm = kg dm);

W , vesipitoisuus (%);

IG^0 , orgaaninen aines tuorepainosta (%);

ρ_m , mineraaliaineksen tiheys ($\approx 2,6 \text{ g cm}^{-3}$).

Orgaanisen aineksen osuus tuorepainosta:

$$IG^0 = \frac{100 - W}{100} \cdot IG;$$

IG , hehcutushäviö .

Kertymän laskennassa ja varsinkin tulosten tulkinnessa tulee ottaa huomioon monia seikkoja, joita on käsitelty julkaisussa Itkonen (1997). Yksi tärkeimmistä on sedimentin pintakerroksen kertymien näennäisyys: suuri osa niin sanottuja reaktiivisessa kerroksessa olevasta aineesta palaa vielä kiertoon takaisin vesimassaan. Kertymät ovat myös hyvin herkkiä pienillekin virheille ajoituksissa ja suuret muutokset kertymissä saattavat peittää stratigrafisesti tärkeitä muutoksia pitoisuuksissa. Joka tapauksessa kertymät ovat sedimenttigeokemiallisesti yleensä huomattavasti tehokkaampi muoto käsitellä geokemiallista dataa kuin alkuainepitoisuudet.

Sedimentin leikkausjännityksen ja eroosionopeuden laskenta

Veden virtaus saa aikaan kiinteään sedimenttipohjaan kohdistuvan jännityksen ja leikkausjännitystä, jossa mitattavissa olevaa eroosiota voidaan havaita, kutsutaan kriittiseksi leikkausjännitykseksi (yksikkönä N/m^2). Ensimmäiset sedimenttiaineksen liikkeet tapahtuvat tällöin yleensä vain muutamissa yksittäisissä kohdissa (Jones & Ziegler 2013). Puhtaat kivennäismaalajipartikkelit, esimerkiksi hiekka, alkavat liikkumaan heti, kun pohjaan kohdistuva kriittinen leikkausjännitys ylittyy (Julien 2010). Veden virtausnopeuden kasvaessa myös leikkausjännitys voimistuu ja, eroosiosta tulee tasaisempaa. Pohjan leikkausjännitys voidaan laskea Kaavalla 1. (Jones & Ziegler 2013).

Kaava 1.

$$t^b = \rho C_f u^2 \quad \text{jossa}$$

t^b = Pohjan leikkausjännitys

ρ = veden tiheys (g/cm^3)

u = keskimääräinen virtausnopeus (cm/s)

C_f = kitkakerroin

Kitkakertoimen tasaiselle sedimenttipohjalle oletetaan tyypillisesti olevan välillä 0,002-0,004. Monissa tapauksissa käytetään kerrointa 0,003. Kitkakertoimeen voivat kuitenkin vaikuttaa vahvasti muun muassa pohjan karheus ja eliöstö (Jones & Ziegler 2013)

Sedimentin eroosionopeudella tarkoitetaan, sitä kuinka paljon sedimenttiainesta irtoaa pohjasta aikayksikköä kohden. Eroosionopeus voidaan arvioida pohjan leikkausjännityksen ja sedimentin muiden parametrien funktiona (Kaava 2) (Jones & Ziegler 2013).

Kaava 2.

$$E = AT^n P_b^m \quad \text{jossa}$$

E = Eroosionopeus (cm/s)

T = Pohjan leikkausjännitys (N/m^2)

P_b = Sedimentin vesipitoisuus (g/cm^3)

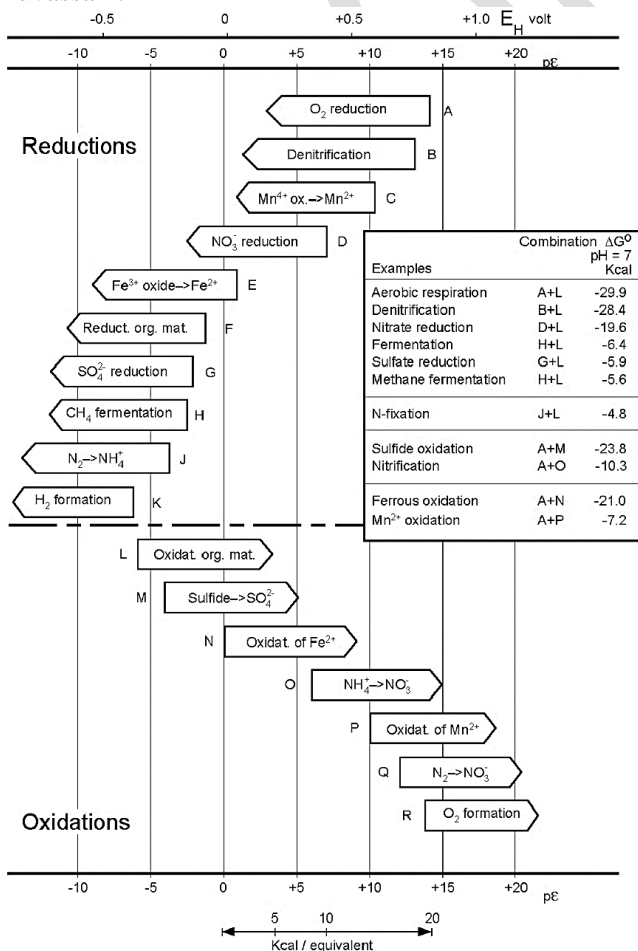
A , n ja m ovat vakioita jotka tulisi määrittää myös kokeellisesti esimerkiksi SEDflume-laitteistolla. Yleisiä arvoja niille ovat: A $10^{-3} - 10^{12}$, n $1,5 - 3,5$ ja m $-30 - -120$

Suomelan (2016) Airiston merisedimenteillä, ja myöhemmin erilaisilla järvisedimenteillä, tekemissä eroosionopeuden kokeellisissa määrittämissä ylin konsolidoitumaton kerros sedimentistä lähti tyypillisesti suhteellisen herkästi kulkeutumaan. Varsin pian, yleensä jo muutaman cm:n syvyydessä, sedimentti oli tiivistynyt sen verran että koheesivoimat pystyivät pitämään sedimentin paikallaan eikä eroosiota saatu tapahtumaan enää millään luontaisesti esiintyvillä virtausnopeuksilla. Poikkeuksiakin tosin esiintyi. Jotkut sedimentit olivat rakenteeltaan niin löyhiä että eroosio ei vaikuttanut pysähtyvän edes useiden kymmenien cm:ien syvyydessä sedimentissä.

Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen (Ympäristöministeriö 2015) mukaan eroosioherkäksi määritellyn (irtotiheys ≤ 1300 kg/m³) ruoppausmassan läjityskelpoisuuden arvioinnissa tulee tarkastella tapauskohtaisesti sen sisältämien, merkityksellisissä pitoisuuksissa esiintyvien haitallisten aineiden tyyppiä, lukumäärää ja pitoisuustasoa. Massan eroosioherkkyyden katsotaan vastaavan yhtä pitoisuustasoa läjityskelpoisuuden arvioinnissa.

Vapautuminen liuenneena sedimentistä

In situ -sedimentin haitta-ainepitoisuuksien kulkeutumisen kannalta on keskeistä ottaa huomioon sedimentin ja veden siirtymävyöhykkeellä tapahtuvat biologiset ja geokemialliset prosessit, jotka vapauttavat haitta-aineita liuenneena muodossa. Sedimentin pintakerroksessa tapahtuvia mikrobiologisia prosesseja on esitetty kuvassa 1.



Pohjadynaamiset vyöhykkeet

Akkumulaatio-, transportaatio- ja eroosiopohjan alat vesialueella voidaan arvioida seuraavasti (Håkanson & Jansson, 1983):

$$a_{E+T} = 100 - a_A = 25 \cdot (\sqrt{a}/\bar{D}) \cdot 4^{1^{0.061} \cdot \bar{D}/\sqrt{a}};$$

a_{E+A} , eroosio- ja akkumulaatiopohjan ala

a_A , akkumulaatiopohjan ala

a , järven pinta-ala (km^2);

\bar{D} , keskisyvyys (m).

Eri pohjatyypin rajasyvyudet saadaan määritettyä seuraavilla kaavoilla (Håkanson & Jansson, 1983):

$$D_{T-A} = (45,7 \cdot L_f) / (L_f + 21,4) \text{ ja}$$

$$D_{E-T} = (30,4 \cdot L_f) / (L_f + 34,2), \text{ missä}$$

D_{T-A} = kriittinen vedensyvyys transportaatio/akkumulaatorajalla (m)

D_{E-T} = kriittinen vedensyvyys eroosio/transportaatorajalla (m)

L_f = tuulen tehokas pyyhkäisymatka (km).

Tuulen tehokas pyyhkäisymatka tarkoittaa tuulen vapaasti järven pinnalla kulkeman matkan eräänlaista painotettua keskiarvoa. Se määritetään käytännössä paikkatietoaineistosta mittaamalla. Etäisyys mitattavasta pisteestä rannalle tai saareen mitataan kaikille kulmille γ_i , missä $\gamma_i = \pm 6^\circ, \pm 12^\circ, \dots, \pm 42^\circ$. L_f lasketaan sitten kaavasta:

$$L_f = \frac{\sum x_i \cdot \cos \gamma_i}{\sum \cos \gamma_i} \cdot s', \text{ missä,}$$

L_f = tuulen tehokas pyyhkäisymatka (km)

x_i = etäisyys rannasta (km) γ_i : n arvoilla

$\gamma_i = \pm 6^\circ, \pm 12^\circ, \dots, \pm 42^\circ$

$\sum \cos \gamma_i = 13,5$, vakio

s' = mittakaava vakio, esim. 2,5 kun 1 : 250.000.

Riippuen pohjadynaamisen tiedon tarvittavasta tarkkuudesta rajasyvyudet määritetään useille pisteille esimerkiksi säännöllisen verkoston avulla. Vertaamalla saatuja rajasyvyyyksiä vedensyvyyteen voidaan laatia karttaesityksiä tuuli – aaltokuljetuksen pohjadynaamisista vyöhykkeistä. Jos alueella on myös merkittäviä virtauksia, täytyy eroosiota tarkastella myös niiden osalta.

Geofysikaaliset ja geotekniset menetelmät haitta-aineiden kulkeutumisen ja kertymisen arviointiin

Laajamittainen yleiskatsaus näytteenottoalueista, niiden syvyydestä, pohjan topografiasta ja kovapohjaisista osa-alueista voidaan saada akustiseseismisten luotausten ja videokartoituksen avulla. Valo- ja videokuvaustekniikat (still-kuvat, drop video) voivat olla hyödyllisiä myös yleiskuvan saamiseksi sedimentin pinnan ulkonäöstä ja siellä esiintyvistä suuremmista organismeista. Jälkimmäinen voi esimerkiksi osoittaa, onko potkureiden aiheuttama eroosio tärkeä paikallinen tekijä (Breedveld ym. 2018).

Seuraavassa esitettyjen menetelmien avulla on tarkoituksena selvittää sedimentin kerrosjärjestystä, etenkin geokemiallisesti aktiivisen pintakerroksen paksuutta. Myös havainnot bio- ja kaasuturbaatiosta ovat tärkeitä. Kaasukupliminen sedimentissä estää matalataajuusluotaussignaalin etenemisen mikä vaikeuttaa paikoin pahasti ko. menetelmällä luodattujen profiilien tulkintaa. Joka tapauksessa luotausmenetelmillä saadaan parhaiten selvyys alueiden pohjadynamiikasta. Luotaustuloksia kannattaa hyödyntää näytepisteiden

valinnassa. Sedimenttiin kohdistuvien toimenpiteiden jälkeen tehtynä niistä saadaan tietoa muun muassa toimenpiteiden onnistumisesta tai kahden luotausajankohdan välillä tapahtuneesta kulkeutumisesta (eropinnot).

Monikeilaluotaus (Multibeam Echosounder System, MBES)

Monikeilaluotauksella käytetään veden syvyyden ja merenpohjan muotojen kartoitukseen. Luotauksen tuottamasta aineistosta saadaan tarkka kolmiulotteinen kuva pohjan maisemasta sekä tietoja merenpohjan laadusta ja kovuudesta. Luotautustietojen perusteella pystytään arvioimaan esimerkiksi merenpohjan kivisyyttä ja karkeutta tai alueen luontotyyppejä. (https://www.ostersjon.fi/fi-FI/Tutkimus_ja_menetelmat/Menetelmat/Kaikuluotaus)

Monikeilaluotauksella tarkoitukseen soveltuvalla menetelmällä voidaan luoda digitaalinen hyvinkin tarkka korkeusmalli (DTM) alueelta. Monikeilaluotaimen keilan kulma pitää optimoida pystysuoria, vaakasuoria ja kaltevia pintoja varten rantaviivan läheisyydessä. Monikeilaluotauksen yhteydessä voidaan kerätä ja hyödyntää myös niin sanottuja backscatter dataa joka kertoo pohjan kovuudesta.

Viistokaikuluotaus (Side Scan Sonar, SSS)

Viistokaikuluotauksella saadaan akustinen varjokuva merenpohjan pinnasta. Pohjasta palaava signaali rekisteröityy vahvana, kun se heijastuu kovasta pinnasta, kuten kalliosta tai lohkarresta. Heikompi kaiku saadaan pehmeistä maalajeista, esimerkiksi savesta tai liejusta. (https://www.ostersjon.fi/fi-FI/Tutkimus_ja_menetelmat/Menetelmat/Kaikuluotaus). Menetelmällä voidaan tunnistaa ja kartoittaa myös pohjalla olevia rakenteita. Viistokaikuluotain on tärkeää pitää riittävän erillään mittausalueen liikkeistä ja häiriöistä.

Matalataajuusluotaus (Sub-Bottom Profiling, SBP) ja seismiset menetelmät (esimerkiksi seismic boomer)

Matalataajuusluotaus ja seismiset menetelmät antavat tietoa pohjan rakenteesta myös pintakerroksen alapuolelta. Matalataajuusluotaus toimii parhaiten pehmeillä pohjilla. Esimerkiksi savi- ja silttikerrostumissa sen läpäisykyky on jopa useita kymmeniä metrejä. Koviin pohjakerrokseen, kuten hiekkaan ja soraan, kaikuluotainsignaalin tunkeutuvuus riippuu käytetystä taajuudesta ja kallioperän muotojen kartoittamiseen tarvitaan yleensä seismistä luotauksista. Luotausprofiilista saadaan yleensä kuitenkin näkyviin kovan ja pehmeän pohjan välinen raja sekä tietoa esimerkiksi pohjan kivisyydestä. Pystysuuntainen erotuskyky on parhaimmillaan nykytekniikalla jopa 5–10 senttimetriä.

Muut geofysikaaliset ja geotekniset menetelmät

Muita sedimentin kulkeutumisominaisuuksien selvittämisessä hyödyllisiä näytteenotto- ja mittausmenetelmiä ovat muun muassa pitkät näytesarjat joita saadaan tärykaira- (vibrocore-), Kullenberg- ja putkinnäytteenottimilla (push sampler) tai kairasydännäytteenottona (core drilling), CPT ja muut puristinkairaustestit (penetrometer tests) sekä erilaiset sondit kuten gammaloggeri, pietsosondi (pietzoprobe) ja sähkönjohtavuusmittari. (Tarkemmin esimerkiksi Dean 2010). Sedimentin leikkauslujuutta (shear strength) voidaan mitata myös otetuista näytesarjoista kenttämittarin avulla. (esimerkiksi Grabowski 2014)

Liuenneiden haitallisten aineiden kulkeutuminen mittaus

Mesokosmoskokeita (jotka simuloivat luonnollisia ympäristöolosuhteita) voidaan käyttää realistisen arvion saamiseksi liuenneiden haitallisten aineiden luonnollisesta virtauksesta sedimenttien vesimassoihin biodiffuusion ja advektion ohjaamana. Näissä kokeissa kerätyt häiriöttömät sedimenttinäytteet asennetaan laboratorioon siten, että niiden pinnalla on heikko vesivirtaus. Vesi kiertää puolisoljetussa järjestelmässä ja kulkee passiivisilla näytteenottimilla varustettujen kammioiden läpi, jotka keräävät haitallisia aineita tietyn ajan kuluessa. Erilaisia passiivisia näytteenottimia on nyt saatavilla metalleille ja ei-polaarisille/polaarisille orgaanisille aineille. Altistus aika on muutaman viikon luokkaa. Advektion synnyttämä virtaus voidaan arvioida manipuloidulla virtausnopeudella tai turbulenssilla testisedimentin yli (Breedveld ym. 2018).

Biodiffuusio voidaan mitata myös in situ käyttämällä merenpohjassa olevia diffuusioammioita. Nämä ovat suljettuja yksiköitä, jotka on varustettu passiivisilla näytteenottimilla, kuten mesokosmoskokeissa. Kammiot voivat toimia joko paikallaan olevassa tai pyörteisessä vedessä (Breedveld ym. 2018). Myös kaasuja voidaan kerätä vastaavalla tavalla.

Sedimentin haitta-aineiden vesimassan kanssa vaihtokykyistä ja siten suurelta osin biosaatavaa liuennutta osaa voidaan tutkia myös sedimentin huokosvesinäytteistä. Huokosvesinäytteitä ja huokoskaasuja voidaan kerätä in situ -sedimentistä siihen tarkoitetuilla näytteenottimilla. Huokosvesinäytteitä, jotka ovat

suositeltavia, voidaan ottaa sentrifugoiduista tai suodatetuista näytteistä mahdollisimman pian näytteenoton jälkeen ja sedimentin rakennetta mahdollisimman vähän häiriten. Yksi viime vuosina yleistynyt suositeltava menetelmä ovat sedimentin huokosvesijuuret (rhizons), joilla huokosvesinäytteitä voidaan saada jopa suoraan kairaputkesta heti näytteenoton jälkeen.

Joissakin tapauksissa myös heti sedimentin pinnan yläpuolelle asennettavat passiivikeräimet tai tehostettu vesinäytteenotto ja tarkkailu saattavat riittää sedimentistä vesimassaan kohdistuvan haitta-aineuon kartoittamiseen (keräimistä tarkemmin liitteessä 3). Näissä tapauksissa täytyy huolellisesti varmistaa, että näytteenotto tapahtuu mahdollisimman läheltä sedimentin pintaa, eikä näytteeseen pääse sedimentin kiintoainetta.

Partikkeleihin sitoutuneiden haitallisten aineiden kulkeutumisen mitta

Haitallisten aineiden kulkeutuminen sedimenttihiukkasten pinnalla on kaksisuuntainen prosessi: resuspendoituminen ja sitä seuraava uudelleensedimentaatio. Nämä prosessit ovat erilaisia eri raekoolle ja sedimenttityypeille. Riskin kannalta tärkeintä on se osa, joka jää vesimassaan riittävän pitkään vaikuttaakseen haitallisesti kohdealueella tai sen lähialueilla.

Mesokosmoskokeita voidaan käyttää myös mittaamaan hiukkasvirtaa sedimentistä eroosion kautta pohjavirtauksen ja turbulenssin funktiona. Sekä bruttoeroosiovirta (mikä resuspendoituu) että nettoeroosiovirta (mitä jää vesimassaan uudelleensedimentoinnin jälkeen) voidaan simuloida. Näiden kokeiden etuna on, että virtausta ja turbulenssia voidaan manipuloida kokeellisesti, mutta useimmissa tapauksissa ne paljastavat vain pienimuotoisia vaikutuksia (Breedveld ym. 2018).

Sedimenttikeräimillä (virtavedessä usein laatikko- ja avovedessä putkimalliset) saadaan tietoa tietyssä ajassa putkiin kertyvän sedimentin määrästä ja laadusta. Keräimillä pyritään simuloimaan häiriintymätöntä sedimentaatiotapahtumaa, mutta käytännössä keräimien geometria ja muut rajoitukset aiheuttavat merkittävää virhettä näihin määrittäisiin. Etuna keräimissä on muun muassa se, että aineksen laatu voidaan analysoida kulkeutuvasta sedimentistä. Haitta-ainekertymiä voidaan laskea myös in situ -sedimentistä, mikäli sedimentaationopeus saadaan määritettyä riittävällä tarkkuudella eri ajoitusmenetelmillä. Tarkimman ajoituksen tarjoavat vuosikerralliset sedimentit. Sedimentin pintakerroksen varhainen diogeneesi saattaa tosin johtaa sedimentaationopeuden yliarviointiin.

Usein, jos virtaama tunnetaan, parempiin arvioihin kulkeutuvan kiinto- ja haitta-aineen määristä päästään tarkkailemalla veden kiintoainepitoisuuksia tai sameutta joko jatkuvatoimisella loggerilla tai esimerkiksi tietyltä linjalta tietyin syvyysvälein sondilla. Kehittyneimmät kenttämittarit pystyvät määrittämään myös partikkeleiden virtausnopeuden ja -suunnan sekä raekokojakauman. Samentumapilven laajuutta voidaan esimerkiksi ruoppaushankkeissa tarkkailla myös ilma- ja satelliittikuvien avulla.

Sedimentin eroosioherkkyyttä voidaan mitata SEDflume eroosionopeusmittauslaitteella (Suomela 2016) tai vastaavilla koejärjestelyillä. Koejärjestelyssä häiriintymätöntä näytettä nostetaan männällä virtauskennoon luotuun laminaariseen virtaukseen, jonka virtausnopeutta voidaan säätää. Kriittisenä virtausnopeutena sedimentin pintaosalle voidaan pitää monissa tapauksissa sitä virtausnopeutta, jossa eroosiota alkaa silmin nähden tapahtumaan selvästi (tai veden sameus kasvaa). Eroosioherkkyyksimittauksilla saadaan suoraan kriittisiä virtausnopeuksia ilman monimutkaista mallintamista. Toisaalta tuloksia voidaan käyttää mallinnusten kalibrointiin. SEDflume-tyyppisellä laitteistolla saadaan selville myös sedimentin eroosionopeuksia eri sedimenttitasoilta ja eroosion jatkumissyvyyyksiä. Suomessa tehdyissä tutkimuksissa sedimentin ylimmät muutama cm ovat usein olleet hyvin eroosioherkkiä, mutta eroosio usein pysähtyy konsolidoituneen sedimentin yläpintaan. Joissakin tapauksissa eroosio vaikuttaa jatkuvan nopeana ilman selkeää rajasyvyyttä.