

KESKKONNAMÕJU HINDAMINE

KÄSIRAAMAT

Tõnis Põder

2017

LÜHENDID

EL	Euroopa Liit
HMS	Haldusmenetluse seadus
KeHJS	Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus
KeÜS	Keskkonnaseadustiku üldosa seadus
KMH	Keskkonnamõju hindamine
KRH	Keskkonnariski hindamine
KSH	Keskkonnamõju strateegiline hindamine
LKS	Looduskaitse seadus
SMH	Sotsiaalse mõju hindamine
TMH	Tervisemõju hindamine

Käsiraamatu valmimist toetas:



KESKKONNAINVESTEERINGUTE
KESKUS

Keeletoimetaja: SVEN MAANSO

Küljendaja: HEIKO UNT

© Tõnis Pöder, autoriõigus

© Keskkonnaministeerium, varalised õigused

ISBN 978-9949-9736-1-3

Sisukord

Sissejuhatus	7
--------------------	---

1. KMH kontseptsioon **9**

1.1. Olulised mõisted	9
1.2. Teke ja levik	16
1.3. Teoreetiline alus	17
1.3.1. Filosoofiline taust: KMH ja ratsionaalsus	17
1.3.2. Teaduse osa KMH-s	20
1.3.3. Väärtushinnangud ja subjektiivsus KMH-s	21
1.3.4. Hargnemine ja koondumine	24
1.3.5. KMH eesmärk ja ülesanded	26
1.3.6. KMH struktuur	28
1.4. Reguleerimine õigusaktide ja muude normdokumentidega	31
1.5. Olulised organisatsioonid ja publikatsioonid	34
1.6. Seos muude keskkonnakorralduse vahenditega	36
1.6.1. Taust	36
1.6.2. Seos Natura hindamisega	36
1.6.3. Seos TMH ja SMH-ga	38
1.6.4. Seos KRH-ga	41
1.6.5. Seos KSH-ga	43
1.6.6. Seos organisatsiooni keskkonnajuhtimisega	44
1.7. Kokkuvõte	45

2. Keskkonnamõju olulisuse käsitleused 47

2.1. Taust	47
2.2. Olulisuse defineerimine	48
2.2.1. Defineerimise põhimõtted ja praktika	48
2.2.2. Probleemid mõju olulisuse defineerimisel	50
2.2.3. Kriteeriumide korrastamine	51
2.3. Olulisuse mõõtmine	54
2.3.1. Olulisuse mõõtmise põhimõtted	54
2.3.2. Ninham Sandi meetod	55
2.3.3. Kiirhindamise maatriksimeetod	57
2.3.4. IMPERIA meetod	59
2.4. Mõju olulisus kliimamuutusena	63
2.5. Kokkuvõte	64

3. Suhtlemine avalikkusega ja huvigruppide kaasamine 65

3.1. Taust	65
3.2. Kaasamise eesmärk	66
3.3. Kaasamise tähendus	68
3.4. Kaasamist mõjutavad tegurid	70
3.5. Probleemid ja leevendusmeetmed	73
3.6. Avalikustamise korraldamine	79
3.7. Eestis avalikustamisele kehtestatud nõuded	83
3.8. Koostöö riigipiiriülese mõju korral	84

4. Lähteandmed 89

4.1. Teabevajadus	89
4.2. Teabeallikad	91
4.3. Andmete kvaliteedi hindamine	94

5. KMH algatamine 97

5.1. Algamise põhimõtted	97
5.2. Loa taotlemise eelne tegevus ja algatamine arendaja soovil	99
5.3. Algamise vajaduse või mittevajaduse tuletamine	100
normdokumentidest	
5.4. KMH algatamise või algatamata jätmise otsustamine ja	106
sellest teatamine	

6. KMH kavandamine 107

6.1. Taust	107
6.2. Kavandatava tegevuse eesmärk	108
6.3. Huvigrupid ja avalikustamine	108
6.4. Alternatiivid	109
6.5. Käsitlemisele tulevate mõjude väljaselgitamine	114
6.5.1. Mõjude tuvastamine	114
6.5.2. Olulisuse hindamine	125
6.5.3. Natura eelhindamine KMH kavandamisel	127
6.6. Ekspertühma moodustamine	128
6.7. Hindamismetoodika ja andmevajadus	129
6.7.1. Prognoosimeetodi valimine	129
6.7.2. Alternatiivide võrdlusmeetodid	132
6.8. KMH programmi vormistamine ja menetlemine	133

7. Hindamiskäik 135

7.1. Taustkeskkonna kirjeldamine ja iseloomustamine	135
7.1.1. Kirjeldamise põhimõtted	135
7.1.2. Objektide ja karakteristikute valik	136
7.1.3. Seisundi hindamine	140
7.2. Mõju prognoosimine	141
7.2.1. Maapind	141
7.2.2. Põhjavesi	143
7.2.3. Pinnavesi	145
7.2.4. Atmosfäär	146
7.2.5. Elustik	148
7.2.6. Maastiku visuaalne ilme	152
7.2.7. Inimeste tervis ja heaolu	152
7.2.8. Keskkonnariski käsitlemine	153
7.2.9. Aineiline vara ja kultuuripärand	154
7.3. Ebasoodsate mõjude leevendamine	155
7.4. Alternatiivide võrdlemine	159
7.4.1. Tavalised võrdlemismeetodid	159
7.4.2. Multikriteeriumanalüüs	162
7.5. Aruandlus	175

8. Otsustamine ja järeltoimingud 181

8.1. Tegevusloa otsus	181
8.2. Järeltoimingud	182
8.2.1. Sisu ja eesmärk	182
8.2.2. Järelhindamise kavandamine	183
8.2.3. Järelhindamise läbiviimine	186
Kasutatud allikad	189
Õigusaktid	199

SISSEJUHATUS

Keskkonnamõju hindamisel (KMH), nii nagu seda tänapäeval mõistetakse, on juba rohkem kui 45-aastane ajalugu. Selles suhtumises on leida nii suurt tunnustust – seda on peetud 20. sajandi silmapaisvaks keskkonnahoiu instrumendiks jätkusuutliku arengu saavutamiseks –, aga samas on ka arvukaid tunnustusi selle metodoloogiliste probleemide, läbiviimise kehva kvaliteedi ja ebatõhususe kohta. Need mured on tuntud ka Eestis.

Eestisse jõudis keskkonnamõju hindamine 1995. aastal, kuid siiani puudus selle kohta omakeelne terviklik ülevaade. Selle töö tellija Keskkonnaministerium on sellise ülevaate vajalikkust põhjendanud eeskätt puudustega hindajate ettevalmistuses, mis on väljendunud ka hindamiste kvaliteedis. Sellest tulenevalt on käesoleva üllitise esmane sihtrühm professionaalsed keskkonnaekspertid. Peale hindajate pakub see loodetavasti metodoloogilist tuge ka teistele asjaosalistele ja aitab kujundada nende ühiseid arusaamu, sest KMH tulemuslikkus sõltub osaliste koostööst. Usutavasti saab seda kasutada ka ülikoolides keskkonnamõju hindamise õpetamisel siiani kasutatavate, aastakümnetaguste kitsa suunitlusega väljaannete asemel.

Nii laiemalt kui ka Eestis on keskkonnamõju hindamise teoorias ja praktikas tähelestatud puudusi ja probleeme eeskätt kolmes valdkonnas. Need on 1) olulisuse kontseptsioon, 2) avalikkuse kaasamine ja 3) alternatiivide käsitlemine. Neid võib pidada omamoodi võtmevaldkondadeks, milles parenemiseta pole võimalik KMH kvaliteeti oluliselt parandada. Seetõttu on käesolevas töös pööratud neile eriti tähelepanu.

KMH kontseptsiooni arendajad on tuginenud erinevatele filosoofilistele lähtekohtadele, nt ratsionalism *vs* postmodernism, millest tulenevad nende erinevad arusaamad KMH eesmärgist, avalikkuse osast selles ning alternatiivide käsitlemisest. Lõpuks avalduvad need erisused juhendite, käsiraamatute ning õigusaktide toel ka praktikas. Et selles mitmekesisuses orienteeruda ning oma teadlik seisukoht kujundada – professionaalselt keskkonnaekspertidilt võiks seda eeldada – on vaja anda neist põguski ülevaade. Seetõttu on KMH kontseptsioonile pühendatud eraldi osa, mida toetavad olulisuse kontseptsiooni ja avalikkuse kaasamist käsitlevad osad. Need kokku moodustavad KMH sisu avava osa, kus ei puudu ka praktilised järeloomid, seda just mõju olulisuse käsitluses ja avalikkuse kaasamise osades.

Käsiraamatu teine pool on pühendatud KMH-le Eesti oludes, kuid sidudes seda rahvusvaheliste kogemustega. Selles käsitletakse järjekorras kõiki KMH etappe, alustades juba KMH algatamise eelsetest tegevustest ja algatamisest kuni järelhindamiseni.

Euroopa Liidus on KMH põhiraamistik määratud direktiividega, mida täiendavad ja konkretiseerivad Eesti õigusaktid. Seetõttu on paratamatud arvukad viited neile. Tuleb kindlasti silmas pidada, et need esitavad selle raamatu kirjutamise ajal olnud olukorda, kuid seadusloome jätkub.

Käsikirja tööversiooniga tutvunud asjatundjatelt sain mitmeid kasulikke märkusi ja ettepanekuid – olen neile tänulik.

Tõnis Pöder
6. aprill 2017. a.

1. KMH kontseptsioon

1.1. Olulised mõisted

Keskkonnamõju hindamise kirjanduses puudub ühtne või isegi valdavalt omaksvõetud mõistestik. Väga levinud on mõistete kasutamine sisu täpsustamata (defineerimata), nende sisu osaline kattuvus, lahknevus või kasutamine hoopis erinevas tähenduses. Samasugune puudus on omane ka teistele keskkonnakorralduse instrumentidele, nt keskkonnariski hindamisele, mis veelgi raskendab eri valdkondade vahelist suhtlemist. Segadust võimendab õigusaktide väljenduste ebaselgus ja kalduvus defineerida termineid erinevalt erialast, mida õigusakti reguleerimisalas kasutatakse. Järgnevalt on esitatud olulisemate mõistete tähendused KMH kirjanduses ja käesolevas töös.

Keskkonnamõju hindamine

Keskkonnamõju hindamise üks üldiselt omaksvõetud definitsioon puudub. Eri allikad toovad esile selle erinevaid külgi, mõned esitavad KMH definitsiooni asemel selle läbiviimise või eesmärgi kirjelduse. USA Keskkonnaagentuur (US EPA), kes on olnud juhtiv organisatsioon KMH idee elluviimisel USA-s ning eeskujuks selle levitamisel mujal, on KMH defineerinud järgmiselt: KMH on kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide poolt teatava geograafilise piirkonna füüsikalistele, bioloogilistele, kultuurilistele ja sotsiaal-majanduslikele tingimustele avaldatava võimaliku mõju (*effect*) süsteemne, reprodutseeritav ning interdistsiplinaarne hindamine (US EPA, 1993).

Rahvusvaheline Mõjuhindamise Ühing (International Association for Impact Assessment) on KMH määratlenud kui otsusele ja tegevusloa andmisele eelneva taotletavate arendustegevuste biofüüsikaliste, sotsiaalsete ja muude oluliste mõjude tuvastamise, prognoosimise, hindamise ja leevendamise protsessi (IAIA, 2016).¹

KMH kui hindamisprotsessi olemuse avab kõige täpsemalt US EPA definitsioon, mis toob selgelt esile KMH olulised (olemuslikud) tunnused: see käsitleb **kavandatavate** tegevuste mõjusid (s.o tegevust kui mõju põhjust veel ei eksisteeri, tegemist

¹ IAIA definitsioonis hõlmab KMH ka mõjude leevendamise protsessi, mida võib mõista kui aktiivset sekkumist projekti elluviimise järel selle toimimisse.

on prognoosimisega), käsitletakse **alternatiivseid tegevusvariante, keskkonna lai käsitus** (selle all mõistetakse ka sotsiaal-majanduslikku ja kultuurilist keskkonda) ning hindamine on **süsteemne, reprodutseeritav** (s.t et on võimalik kontrollida, mida sisuliselt tehti, kuidas esitatud järeldustele jõuti) ning et tegemist on **interdistsiplinaarse** toiminguga. KMH olemuse avamiseks on IAIA sõnastanud selle aluspõhimõtted (*basic principles*), mis peale ülalnimetatute hõlmavad veel täiendavaid. Need on leitavad aadressil http://www.iaia.org/publicdocuments/special-publications/Principles%20of%20IA_web.pdf.

Mõned definitsioonid kalduvad hõlmama n-ö KMH süsteemi, mille alla mahuvad ka tegevusloa väljastamine ning leevendusmeetmete rakendamine, s.o tegevused, mis toimuvad pärast seda, kui hindajad on esitanud KMH aruande ning mida viivad ellu teised asjaosalised. Direktiivis 2014/52/EL ei ole defineeritud, mis KMH on, vaid esitatud, mida selles tehakse.

Viimastel aastatel on hakatud mõistet „keskkonnamõju hindamine“ kasutama ka tavapärasele vastupidises tähenduses: keskkonnamõju hindamise all mõistetakse keskkonnatingimuste muutumise mõju kavandatavale tegevusele. Selline käsitus on ajendatud kliimamuutuste võimalikest tagajärgedest (nt EC, 2013a).

Keskkond

Eelnenud KMH definitsioonidest nähtub, et mõistele „keskkond“ on antud avar tähendus – see ei piirdu looduskeskkonnaga, vaid selgelt väljendatuna on hõlmatud ka inimesed (s.t inimesi nähakse keskkonna osana, mitte sellest eraldi seisva entiteedina), sotsiaal-majanduslik keskkond ja kultuuripärand ning tehiskeskkond. Eesti keskkonnaseadustik mõistab „keskkond“ ei defineeri, kuid keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kommentaaridest (Kask jt, 2015) selgub, et selle all mõistetakse eelkõige inimese looduslikku keskkonda ning tehiskeskkonna looduslähedasemaid osi.

Keskkonnamõju

Keskkonnamõju on defineeritud kui tegevuse põhjustatud mis tahes muutus füüsilises, keemilises, bioloogilises, kultuurilises või sotsiaal-majanduslikus keskkonnas (Anjaneyulu & Manicam, 2011: 1; US EPA, 1993: *glossary*). Mõju võib olla ka psühholoogiline, väljendudes stressis, inimestevaheliste suhete muutumises jms (Barnes *et al.*, 2002). Seega on keskkonnamõju tagajärg, mille põhjus esineb kavandatavas tegevuses.² Keskkonnamõju all mõistetakse nii otseseid (vahetuid, esmasid) kui ka sekundaarseid ja veel kaudsemaid mõjusid, mille kutsuvad esile otse- (esmased) mõjud. Sel viisil võivad tekkida mõjuahelad ning mõjude liitumise

² Selline käsitus langeb kokku keskkonnamõju määratlusega keskkonnajuhtimises, nt standardis EVS-EN ISO 14001:2015 esitatud definitsiooniga.

korral mõjuvõrgud, milles mõju on järgmis(t)e mõju(de) põhjus.³ Keskkonnamõju võib olla nii positiivne (soodne) kui ka negatiivne (ebasoodne).

Väljaspool KMH-d võib mõistel „keskkonnamõju“ olla teistsugune tähendus. See võib olla kasutusel ka põhjuse tähenduses (nt väljendis „jõud mõjus kehale, mille tagajärjel keha purunes“). Vahel kohtab termini „mõju“ kasutamist läbisegi kahes tähenduses – kord põhjusena, kord tagajärjena – ka KMH kirjanduses.

Mõjur

Tegur, mis saab mõju esile kutsuda. See võib olla füüsikaline (nt kiirus), keemiline (ohtlik kemikaal) ja bioloogiline (nt invasiivne võõrliik). Mõju võib esile kutsuda ka informatsioon.

Kumulatiivne mõju/koosmõju

Kumulatiivse mõju all mõistetakse ühesuguse toimega tegurite koosmõju (nt aine, mida suunatakse atmosfääri mitmest allikast, nii et kontsentratsioon õhus kujuneb nende liitumisel), või erinevate mõjurite koostoime tagajärge (nt elukvaliteedi halvenemine üheaegselt müra- ja valgusreostuse tagajärjel) (Walker & Johnston, 1999). Mõned mõistavad selle all mingil alal avalduvate mõjude koguhulka (nt Canter & Atkinson, 2011; Carse & Pogorzelec, 2007), kuid see ei tarvitse olla piiratud ruumi ja ajaga: organism võib ohtlike kemikaalidega kokku puutuda erinevates kohtades ja ajal, kuid organismi kogunedes ja sama toimemehhanismi korral on tegemist kumulatiivse toimega. Kumulatiivse mõju all võidakse mõista ka samast allikast või tegevusest pärinevat, kuid erinevat teed pidi retseptorini jõudnud mõjurite tekitatud mõju (nt tegevuse korral, mis suunab ohtlikku ainet nii õhku kui vee kogusse, võib see aine jõuda inimesteni nii õhu kui vee kaudu).⁴ Kumulatiivsusega on käsitletav ka bioakumulatsiooni teel organismis aegamööda ohtliku aine kuhjumine, kuni selle kontsentratsioon suureneb tasemeni, mis kutsub esile negatiivse mõju. Kumulatiivse mõju korral võib esineda mõjude liitumine, sünergia (koosmõju ületab eraldi võetuna mõjude summa) või antagonism (koosmõju on väiksem kui üksikute eraldivõetud mõjude summa).

³ Selle mõiste kasutamisel esineb palju segadust, sest väljaspool KMH-d tähendab „mõju“ sageli põhjust; paraku esineb selle läbisegi põhjuse ja tagajärje tähenduses kasutamist ka KMH raames, nt UK ökoloogilise mõju hindamisel (CIEEM, 2016: 12) on *impact* põhjuse tähenduses, mõju kui tagajärje tähenduses *effect*. See tekitab segadust, kuna KMH kirjanduses on need sünonüümid. Ka KeHJS kasutab väljendit „mõju keskkonnale“, mis seondub põhjusega. Natura hindamise juhendis (Aunapuu & Kutsar, 2013: 43) mainitakse „mõjudest tingitud muutuste“ all vee kvaliteedi muutust, nagu oleks viimane mõju tagajärj, mitte mõju ise. Selline teguviis on taunitav, sest loogiliselt korrektse arutluse üks tingimus on samasuse reegli järgimine: üht ja sama sõna/väljendit tuleb (ühe ja sama arutluse kestel) kasutada ühes ja samas tähenduses (Meos, 2003).

⁴ Keskkonnariski hindamisel käsitletakse mõnikord kumulatiivse mõjuna ainult erinevate mõjurite tekitatud mõju, kasutades samaliigiliste puhul terminit koosmõju (*aggregated*) (US EPA, 2003)

Sihtobjekt/retseptor

Keskkonnakomponent, milles mõju avaldumist peetakse oluliseks talle omistatud väärtuse tõttu. Selle poolest eristub sihtobjekt/retseptor keskkonnakomponentidest, kes/mis on olulised vaid vahendajana, moodustades **eksponeeritusraja**, mille kaudu mõju esile kutsuv tegur jõuaks sihtobjektini. Tervisemõju hindamisel on sihtobjekt inimesed (grupid), ökoloogilise mõju hindamisel populatsioonid, kooslused ja ökosüsteemid.

Mõju prognoosimine

Mingis keskkonnaosas või komponendis või nendevahelistes seostes toimivate muutuste prognoosimine, lähtudes muutusi esile kutsuvatest teguritest (mõjuritest). Keskkonnamõju prognoosimine on KMH alus. Keskkonnamõju prognoosimist ei tohi segamini ajada eeldatavalt olulise mõju tuvastamisega. Esimene otsib vastust küsimusele: kas on küllalt tõenäoline, et kavandatav tegevus kutsub esile olulise mõju? Teine otsib vastust küsimusele: milline see mõju on (mõju iseloomustavad karakteristikud)?

Oluline keskkonnamõju

Keskkonnas toimuv muutus, millel on teatavad omadused. Omaduste valik ja muutuse määr, mis teeb mõju oluliseks, on kokkuleppeline ja seotud väärtushinnanguga. KMH metodoloogias on mõju olulisuse kontseptsioon jätkuvalt diskuteeritav (vt lähemalt osa 2 „Keskkonnamõju olulisuse käsitlused“).

Kavandatav tegevus (projekt)

Kavandatav tegevus KMH kontekstis tähendab füüsilist objekti (nt ehitist) või toimingut (nt tehnoloogia rakendamist), mida veel ei eksisteeri/ei toimu ja mille ellukutsumiseks on avaldatud soovi (vt arendaja mõistet).

Alternatiivid

Erinevad viisid sama vajaduse või eesmärgi saavutamiseks. Kitsamas käsitluses eristatakse KMH-s kavandatavat tegevust kui arendaja soovitud tegevust ning selle alternatiivseid lahendusi (alternatiive). Laiemalt on alternatiividena käsitletavad kõik arvestatavad lahendused, k.a arendaja taotletud tegevus. Vahel eristatakse alternatiivseid lahendusviise (*alternative approaches*) ja alternatiivseid lahendusvorme (*alternative designs*). Esimeste all mõistetakse funktsionaalselt erinevaid lahendusi, teiste all sama tüüpi lahenduse erinevat rakendusviisi (Steinemann, 2001). Alternatiivide käsitlemise kohta vt lisaks osadest 6.4 ja 7.4.

Alternatiivide hulka loetakse tinglikult ka nn 0-alternatiiv, mis tähendab kõigist tegevusvariantidest loobumist.

Arendaja

Isik, kes soovib kavandatavat tegevust ellu viia, milleks taotleb otsustajalt tegevusluba.⁵

Tegevusluba

Tegevusluba on kavandatava tegevuse elluviimiseks vajalik luba, mille väljastab riigiasutus või omavalitsus (otsustaja). Eestis võib selleks olla nt ehitusluba, ehitise kasutusluba, hoonestusluba,⁶ keskkonnakaitsealuba,⁷ geoloogilise uuringu või üldgeoloogilise uurimistöö luba või muu eeldatavalt olulise keskkonnamõjuga tegevust lubav dokument (vt ka KeHJS § 7).

Otsustaja

Otsustaja on isik, kellel on õigus ja kohustus taotletav tegevusluba anda või selle andmisest keelduda. Eri tegevuslubade puhul on erinevad otsustajad. Eestis võib otsustaja olla kohalik omavalitsus (projekteerimistingimused, ehitusluba, ehitise kasutusluba), Keskkonnaamet (kiirgustegevusluba, keskkonnalaad ja kompleksluba), Maanteeamet (ehitusluba tee ehitamiseks), Tehnilise Järelevalve Amet (osa ehitus- ja ehitise kasutuslube, raudteerajatiselise ehitusluba)⁸. Otsustaja ülesanded KMH raames on määratletud KeHJS-s. Kõigil juhtudel teeb otsustaja järgmist:

- 1) otsustab KMH algatamise või mittealgatamise ja teatab sellest menetlusosalistele;
- 2) KMH algatamise korral suhtleb asjaomaste asutustega nende seisukoha saamiseks;
- 3) kontrollib nii KMH programmi kui ka hindamise tulemusi esitava aruande vastavust KeHJS-s sätestatud nõuetele ja selle piisavust;
- 4) korraldab nii KMH programmi kui ka aruande avalikustamise

Lisaks vt otsustaja ülesannete kohta KeHJS-st ja käesoleva käsiraamatu osast 3 „Suhtlemine avalikkusega ja huvigruppide kaasamine“ ja osast 5 „KMH algatamine“.

⁵ KeHJS § 8: *Arendaja on käesoleva seaduse tähenduses isik, kes kavandab tegevust ja soovib seda ellu viia.*

⁶ (1) Hoonestusluba on tähtajaline õigus koormata avaliku veekogu piiritletud osa selle põhjaga püsivalt ühendatud ehitisega, mis ei ole püsivalt ühendatud kaldaga (VeeS § 22).⁵

⁷ Keskkonnakaitsealused jagunevad keskkonnalubadeks (vee erikasutusluba, välisõhu saasteluba, jäätmeluba, ohtlike jäätme käitlulitsents, maavara kaevandamis- ja kiirgustegevusluba), keskkonnakompleksloaks, mis reguleerib mitut nimetatud tegevust, ning muudeks lubadeks (KeÜS § 41).

⁸ Loetelu on indikatiivne.

Keskkonnamõju hindaja (KMH juhtekspert, erialaekspert)

Keskkonnamõju hindamiseks pädev isik. Mõnes riigis, sh Eestis on õigusaktidega kehtestatud ekspertide pädevusnõuded ning nende kontrollimise ja tunnustamise kord. KeHJS kohaselt on õigus keskkonnamõju hinnata iseseisvalt või juhtida hindamiseks moodustatud eksperdirühma tööd juhtekspertil, kellel on kvalifikatsiooni tõendav keskkonnamõju hindamise litsents.⁹ Eksperdirühma võivad kuuluda litsentsi mitteomavad, kuid käsitletavates küsimustes pädevad isikud (nn erialaeksperdid), kelle valimise ja seega pädevuse eest vastutab juhtekspert.

Juhteksperti pädevusnõudeid ja litsentseerimise korda Eestis sätestavad KeHJS § 15 ning seda täpsustab keskkonnaministri määrus (RT I, 26.05.2015, 3).

Üldsus ja huvigrupid

Üldsus hõlmab nii füüsilisi kui ka juriidilisi üksikisikuid, samuti nende moodustatud rühmi või organisatsioone, keda kavandatav tegevus mõjutaks või kellel on kavandatava tegevuse suhtes selgelt tajutat huvi. Üldsuse õigus KMH-s osaleda ja KMH käiku ning otsust mõjutada on Euroopa Liidus garanteeritud Århusi ja Espoo konventsiooniga ning KMH direktiiviga (Direktiiv 2011/92/EL Art 6), Eestis lisaks ka KeHJS-ga. Kavandatava tegevusega seotuse alusel eristatakse üldsuses kaht gruppi: 1) need, keda kavandatava tegevuse kohta tehtav otsus otseselt puudutaks, sest kavandatav tegevus mõjutab nende tervist, heaolu või omandit (huvipooled, *stakeholders*) ja 2) üldsust laias mõttes (*general public*), s.o need, kes on kavandatava tegevusega seotud vaid väärtushinnangute kaudu. Århusi konventsioon käsitleb üldsusena esimest gruppi asjast huvitatuid, arvates nende hulka ka keskkonnakaitsele pühendunud vabaihendused. Esimese grupi teavitamisele kavandatava tegevuse kohta on võrreldes laiemaga üldsusega kehtestatud täiendavad nõuded¹⁰ ning sinna gruppi kuulujatel on suuremad võimalused hiljem otsust vaidlustada.¹¹ Vt lisaks osast 3 „Suhtlemine avalikkusega ja huvigruppide kaasamine“.

Asjaomased asutused

Asutused, keda kavandatava tegevuse rakendamisega eeldatavalt kaasnev keskkonnamõju tõenäoliselt puudutab või kellel võib olla põhjendatud huvi eeldatavalt kaasneva keskkonnamõju vastu: ministriumid ja nende valitsemisalas tegutsevad valitsusasutused, kohaliku omavalitsuse üksused ning teised asjaomased asutused (vt lisaks KeHJS § 2³).

KMH eelhindamine/eelhinnang

Kavandatava tegevuse eeldatava keskkonnamõju tuvastamine ning selle olulisuse esialgne hindamine. Selle tulemuseks on eelhinnang, mille alusel otsustatakse,

⁹ Eesti KMH regulatsioonis puudub kaheastmeline – eksperdi ja juhteksperti – kvalifikatsioon.

¹⁰ KeÜS § 28 lg 2.

¹¹ KeÜS § 30.

kas KMH tuleb algatada või pole selleks põhjust. Eelhinnang peab andma vastuse küsimusele: kas kavandatav tegevus võib piisavalt suure tõenäosusega esile kutsuda olulist keskkonnamõju, mida välja selgitamata ning hindamata ning selle vältimis- või leevendamise võimalusi ja vajadust kindlaks tegemata ei saa tegevusloa andmise üle otsustada. Eelhinnangu alusel otsustatakse KMH vajalikkuse üle ainult siis, kui algatamisnõue ei tulene juba otse õigusaktist või mõnest muust normdokumendist. Eelhindamise korra Eestis täpsustavad KeHJS § 6 lg 2 kuni 2⁴ ja keskkonnaministri määrus. Lisaks vt osa 5 „KMH algatamine“.

KMH programm

Keskkonnamõju hindamise kavandamisel koostatav dokument, mis kirjeldab kavandatavat tegevust, selle eesmärki/vajadust, esitab hindamise käsitlusala (käsitletavad alternatiivid, nende eeldatavad olulised otsesed ja kaudsed mõjud, võimalik ruumi- ja ajamastaap), hindamismetoodika, andmed eksperdirühma kohta, KMH ajakava ning muu asjakohase teabe. Programmi koostab Eestis juhtekspert (eksperdirühm) koostöös arendajaga ja programmi sisu ning menetlemiskäik on määratud KeHJS-s. KMH programm avalikustatakse ning avalikkusel on võimalik selle sisu mõjutada.¹² Otsustaja kontrollib programmi nõuetekohasust ning kooskõlastab selle asjaomaste asutustega.¹³ Vastuvõetud programm on eksperdirühma järgneva töö aluseks (vt ka osa 6 „KMH kavandamine“).

KMH aruanne

Dokument, mis sisaldab KMH programmi, ülevaadet selle täitmisest ja hindamistulemusi. Aruande koostab juhtekspert või eksperdirühm. Eestis on KMH aruande sisule esitatavad nõuded ning aruande menetlemiskord esitatud KeHJS-s.¹⁴ Aruanne avalikustatakse ning avalikkusel on võimalik selle sisu mõjutada. Aruande nõuetekohasust kontrollib otsustaja. Aruande nõuetele vastavaks tunnistamisega on eksperdirühma töö formaalselt lõppenud (vt osa 7.5 „Aruandlus“). Aruandes esitatud järeldused alternatiivide suhtelise paremusjärjestuse kohta ei ole otsustajale siduvad.

Järeltoimingud/keskkonnameetmed

Projekti elluviimise järel selle poolt esile kutsutud keskkonnamõtjude mõõtmine (seire) ja hindamine ning nende tulemuste edastamine vajalike ohjemeetmete rakendamiseks. Järelhindamine annab tagasisidet KMH järelduste paikapidavuse ning nende alusel ettevõetud meetmete tõhususe kohta. Selle tulemuste alusel võidakse muuta loatingimusi. Järelhindamine on ka oluline infoallikas prognoosimeetodite täiustamiseks. Lisaks vt osa 8.2 „Järeltoimingud“.

¹² KeHJS § 16 ja 17.

¹³ KeHJS § 15 ja 18.

¹⁴ KeHJS § 20, 21, 22.

1.2. Teke ja levik

KMH alguseks loetakse USA-s riikliku keskkonnapoliitika seaduse (National Environmental Policy Act – NEPA) vastuvõtmist 1969. aastal. See tegi kõigi suurte föderaalprojektide puhul kohustuslikuks keskkonnamõju hindamise aruande (*environmental impact statement*) koostamise.

ÜRO Stockholmi keskkonnakonverents leidis 1972. aastal, et NEPA idee on universaalne ning KMH süsteem hakkas kiiresti levima: Kanadas (1973), Austraalias (1974), Saksa FV-s (1975) ning Prantsusmaal (1976). KMH olulisust rõhutas ÜRO keskkonnamõju arengukonverents (1992) ning 1990-ndate alguses hakkasid KMH-d nõudma suurprojektide rahastamise tingimusena Maailmapank, Aasia Arengupank ning Euroopa Rekonstruktsiooni- ja Arengupank.

2011. aasta seisuga oli 193-st riigist 191-l riigisisene KMH-d korraldav õigusakt või oli see seotud mõne rahvusvahelise regulatsiooniga, mis käsitles KMH-d; erandid olid Korea Demokraatlik Rahvavabariik (Põhja-Korea) ning Lõuna-Sudaan.¹⁵ KMH rakendamise viis kujunes riigiti erinevaks. Mõnel pool muudeti see määratud tingimustel kohustuslikuks, mõnel pool anti selle vajaduse üle otsustamise õigus nn pädevatele asutustele või, nagu Euroopa Liidus, rakendati mõlema kombinatsiooni. Ka KMH administratiivse korralduse viisid (KMH süsteemid) on erinevad.

Euroopas oli teetähiseks 1985. aastal vastuvõetud direktiiv 85/337/EMÜ (nn KMH direktiiv). Selle direktiiviga taotleti Euroopa Liidus KMH ühtlustamist, vältimaks võimalust, et mõned liikmesriigid KMH kohaldamise lõdvemate nõuete seadmisega, s.o keskkonnamõju arvel võiksid püüda majanduslikku kasu. Direktiivi rakendamine ei läinud väga sujuvalt. Mõnes liikmesriigis, nt Ühendkuningriigis, oli juba rakendatud oma hindamissüsteem, mistõttu ei nähtud uue järele vajadust. Esialgse direktiivi rakendamisel täheldatud puuduste kõrvaldamiseks on direktiivi korduvalt täiendatud.¹⁶ KMH-st on saanud oluline instrument, mis aitab ellu viia Euroopa Liidu keskkonnapoliitika ja -õiguse eriomaseid põhimõtteid: ettevaatus- ja vältimispõhimõtet ja saastaja-maksab-põhimõtet (EL toimimise leping, artikkel 191).¹⁷

Hoolimata direktiivist on KMH rakendamises suured riikidevahelised erinevused, mis väljenduvad tehtud KMH-de arvus. Näiteks oli enne 2008. aasta majandussurutist Eestis aastas tehtud KMH-de hulk suhtarvuna elanike hulka umbes kaks korda suurem kui Itaalias ja Rootsis, viis korda suurem kui Saksamaal ning üle kümne korra suurem kui Ühendkuningriigis, jäädes alla vaid Poolale, Küprosele, Luksemburgile ja Slovakkiale (Glasson *et al.*, 2012).

¹⁵ See järeldus põhines ECOLEX andmekogul (*an environmental law information service jointly operated by UNEP, FAO and IUCN*): <http://www.ecolex.org>.

¹⁶ Viimati direktiiviga 2014/52/EL.

¹⁷ Ettevaatus- ja vältimispõhimõte on tihedalt seotud, KMH-s on rõhk vältimisel, ettevaatusprintsipi on selgemalt KSH-ga seotud. KMH oluline komponent on avalikkuse kaasamine, kuid see ei kuulu printsipiide, vaid instrumentide hulka.

1.3. Teoreetiline alus

1.3.1. Filosoofiline taust: KMH ja ratsionaalsus

KMH tekkis ajal, kui arusaamisele, et majanduse areng toob kaasa ebasoovitavaid keskkonnamõjusid, lisandus tõdemine, et ebasoovitavate tagajärgede parandamisest otstarbekam on nende teket ennetada. Tõllal valitsenud ratsionaalse probleemilahenduse skeem oli järgmine:

1. Formuleeri eesmärk.
2. Selgita välja valikuvõimalused, s.o eesmärgi saavutamise teed (alternatiivid).
3. Määratle kriteeriumid, mille alusel valikuid tuleks võrrelda, s.o omadused, mis määravad valiku headuse.
4. Analüüsi valikuid, s.t selgita, kuidas iga valik suhestub kriteeriumidega.
5. Tee valik.
6. Tagasiside, selgitamaks, kas valik vastas ootustele.

Sama skeemi rakendati ka KMH käigule: tuli selgelt formuleerida, mida kavandatava tegevusega tahetakse saavutada, seejärel selgitada, millised on selle eesmärgi saavutamiseks võimalikud tegutsemisvariandid (alternatiivid), ning võrrelda neid omavahel parima lahenduse leidmiseks nende põhjustatud keskkonnamõjude alusel. Niisugusel viisil pidi KMH andma lisateavet otsustajale informeeritud otsuse tegemiseks, s.o oma otsuse võimalikest tagajärgedest teadliku otsuse tegemiseks.

Selline otsustuskäik on analüütiline (informeeritud), vastandina intuiitiivsele ja emotsionaalsele.¹⁸ Kui algupärast KMH-d kui otsustusprotsessi käsitusviisi nimetatakse ratsionaalseks, siis peetakse silmas just eesmärgiratsionaalsust (nn instrumentaalset ratsionaalsust), s.t ratsionaalne on see, mis aitab hästi eesmärki saavutada.¹⁹

Järgnevatel aastakümnetel on (eesmärgi)ratsionaalsust kui otsuse tegemise alust kritiseerinud nii mitmed filosoofid kui ka planeerimise ja KMH/KSH teoreetikud, kes on ratsionaalsuses näinud nende poolt halvaks peetava neoliberaalse majandusteooria mõju. Oluline osa kriitikas on väidetel, et 1) inimesed ei käitu ratsionaalselt, s.o otsuseid ei tehta ratsionaalselt, 2) ratsionalistlik käsitus pretendeerib kvantitatiivsete tegurite arvestamisega objektiivsusele, kuid otsuste tegemisel on olulised ka väärtused, 3) ratsionalistlik käsitus pretendeerib teaduslikkusele, kuid ka teadus on sotsiaalselt konstrueeritud, 4) ratsionalistlik käsitus nõuab kõigi valikuvariantide arvestamist, aga see pole praktiliselt võimalik (Weston, 2000). Ratsionaalse käsitluse

¹⁸ Nende otsustusviiside põhimõttelist erinevust on põhjalikult käsitlenud käitumispsühholoogid, eriti mõjukad on D. Kahnemani ja A. Tversky sellealastes töodes esitatud seisukohad nn kiire ja aeglase mõtlemise kohta (Kahneman, 2011).

¹⁹ Klassikalise, M. Weberi liigituse järgi on selle kõrval veel väärtusratsionaalsus (otsuse määrab väärtushinnang, mitte tulemus, nt poliitilise dissidendi valmisolek avalduseks, mis ei muuda poliitilist süsteemi, kuid toob kaasa tema karistamise), emotsionaalne ning traditsiooniline ratsionaalsus. Hiljem on lisandunud veel hulk ratsionaalsuse liike.

puudusena tuuakse ka ebakohad avalikkuse kaasamisel koos seisukohaga, et n-ö aegunud ratsionaalset käsitlust toetab ka Euroopa Liidu KMH direktiiv, kuna see ei pööravat piisavalt tähelepanu avalikkuse kaasamisele (Sheate, 2003).

Äärmuslikul kujul käsitletakse ratsionaalset otsustust kui objektiivset, s.t väärtuste vaba, ainult tõsiasi ja kvantitatiivseid kriteeriume arvestavat (Weston, 2000: 187).²⁰ Ratsionalistlikku käsitlust nimetatakse halvustavalt „tehnikalistlikuks” ja koguni kapitalismi apoloogiaks (Weston, 2006: 12). Ratsionalismile vastandatakse seisukoht, et KMH puhul ei ole tegemist pelgalt teaduspõhise ehk objektiivsetele tõsiasiadele tugineva toiminguga, vaid selles on ka subjektiivseid väärtushinnanguid sisaldav osa – mistõttu on seda kujundlikult nimetatud nii teaduseks kui ka kunstiks (Kennedy, 1988, *op. cit.* Weston, 2000).²¹

Viimase väitega tuleb kahtlemata nõustuda ja see on laialt omaks võetud.²² Seevastu ratsionaalsuse taandamine väga kitsale käsitlusele, nagu selle KMH raames kritiseerimisel on viisiks, ei ole piisavalt põhjendatud. Ratsionaalsuse samastamise vastu selle väga kitsa käsitlusega räägivad ka ratsionaalsuse uuemad käsitlused, samuti ratsionaalsed otsustusanalüüsi meetodid, mida on toodud ka keskkonnamõju hindamisse. Asjaolust, et inimesed ei käitu sageli ratsionaalselt, ei saa kuidagi järeldada, et ratsionaalsus on sobimatu või ebamõistlik.²³

Erinevad ratsionaalsusekäsitlused, nende seos demokraatia ja õiglusega on poliitikateaduste, sotsioloogia ja moraalfilosoofia valdkonnas siiani diskuteeritavad ning need kajastuvad KMH teoorias ja praktikas mitmel moel. Postmodernistlikud filosoofid ja sotsiaalteadlased on arendanud uusi ratsionaalsuse käsitlusi ja esitanud erinevaid ratsionaalsuse liike. Seetõttu võib kasutatav mõiste „ratsionaalsus”, kui selle tähendust ei täpsustata (ja enamasti seda ei tehta), omandada arutlustes väga erineva sisu ja takistab arusaamist, mida õieti kritiseeritakse).²⁴

Tuntumad ja mõjukamad on J. Habermasi kommunikatiivse ratsionaalsuse²⁵ kontseptsioon ning M. Foucault’ kontseptsioon võimu ja otsustuse vahekorra kohta.²⁶ Tegemist pole pelgalt filosoofia raamesse jäävate arutlustega, vaid teoreetilise alusega, millele

²⁰ Viitab M. Weberile, kes pidas silmas majanduslikke otsuseid. Kui eesmärgiks on rahas väljendatav kasum, siis võib mõistagi kõrvale jätta muud kriteeriumid; samas pole mingit alust välistada nende arvestamine, kui eesmärk on teisiti seatud.

²¹ Analoogia võiks olla sõjaasjandusega – tuntud on nii sõjateadus kui ka sõjakunst.

²² Seda näitas IAIA liikmete hulgas korraldatud uuring (Morrison-Saunders & Sadler, 2010).

²³ Vrdl: asjaolust, et paljud inimesed ei toitu tervislikult, ei järeldu tervisliku toitumise asjakohatus.

²⁴ Siin on sarnasus „õlgnuku” (*straw man*) nime all tuntud meetodiga, mis seisneb kritiseeritava seisukoha sisu lihtsustamises, kuni see on nii moonutatud, et seda on kerge kritiseerida.

²⁵ Kommunikatiivse ratsionaalsuse kontseptsiooniga on lähedane nn deliberatiivne ratsionaalsus (*deliberative rationality*).

²⁶ Kusjuures nende kontseptsioonid ei ühildu ning on leidnud vastastikku kritiseerimist kummagi poole toetajate poolt (vt nt Flyvbjerg, 2000).

tuginevad omakorda KMH (ja eriti KSH)²⁷ teoreetikud ning millest tulenevad otseselt praktikat puudutavad järeldused KMH sisu või tähenduse kohta. Seega võivad KMH praktikute ja teoreetikute hulgas esinevate eriarvamuste juured peituda juba filosoofilistes alustes (kuigi seda ei tarvitseta iga kord teadvustada). See puudutab muu hulgas arusaamist KMH eesmärgist üldse ja selle kaudu ka KMH kui keskkonnakorraldusliku vahendi efektiivsusest ja selle hindamist. Näiteks Bo Elling, kes propageerib keskkonnamõju hindamises J. Habermasi ideid, väidab viimase kommunikatiivse ratsionaalsuse ideedest lähtuvalt, et: „...*the assessment is not aimed (autori rõhutatud) at producing a solution to environmental problems associated with the implementation of a specific project or planning activity. It is meant to shed light on the likely environmental advantages and disadvantages in as far as it can through the participants' dialogue. (...) The „outcome” of the process is its course of events*”. (minu rõhutatud) (Elling, 2009: 128).

Arusaam, et KMH on ainult erinevate seisukohtade esitamise foorum (protsess), millel peale arutelu enda muid eesmärgi polegi, lahkneb silmatorkavalt põhimõttest, et KMH väljundiks peavad olema analüüsi põhjal tehtud järeldused, s.t KMH just nimelt aitab argumenteeritult teha paremat otsust. Viimane seisukoht põhineb arusaamisel KMH-st kui ratsionaalset otsusetegemist toetavast instrumendist, mis ka ise on ratsionaalne.

M. Foucault' võimu ja vabaduse (otsustuse) vahekorra käsitlustest lähtudes nähakse KMH-d kui võimuvõitlust. Foucault'le viidates on ka KMH puhul leitud ratsionaalsus sõltuvat võimust, s.t võimusuhted määravad selle, mida peetakse ratsionaalseks ja oluliseks (Richardson, 2005). Võimusuhte osa olulisuse määramisel ei saa eitada – selle näiteks on kas või mõjukate huvigruppide roll keskkonnaõiguse kujundamisel. Võimusuhtest arusaamisel on oluline osa juba maailmavaatel. Näiteks vaskpoolsel maailmavaate avaldumisest KMH-s on Westoni (2010: 370) seisukoht KMH olemuse kohta: *As a state led process of development management both planning and EIA are there to serve the interests of capitalism and they do that by trying to provide a rationalist justification for the outcome of environmental decision-making.*

Habermasi ja Foucault' vaated leiavad KMH-s väljenduse avalikkuse kaasamise tähenduse erinevates tõlgitustes. Esimesele toetub seisukoht, et kaasamises on rõhk võrdsete osaliste vabal diskussioonil, kus kaalutakse põhjendusi ja püüeldakse ideaalis konsensuse poole (nt Petts, 2003: 276). Teiselt lähtub arusaamine, et KMH on eelkõige võimuvahetuste korraldamise vahend, mis ideaalis peaks andma võimu huvigruppidele, eriti marginaliseeritud gruppidele, ning näeb avalikustamise käigus ilmsiks tulevates konfliktides viisi, mille kaudu see saab toimuda.

Erinevatest lähtekohtadest tuleneb ka erinev arusaam KMH eesmärgist ning sisust. Oluline on mõista, et KMH-s avalduvate erimeelsuste juured võivad peituda väga sügaval – maailmavaates.

²⁷ KSH puhul peetakse oluliseks selle integreerimist otsustusprotsessi, mille edukuseks peaks mõistma otsustusprotsessi olemust. Viimane tuleneb planeerimisteooriast, mis otsustuse aluseks võetud (ja neid on mitu), kuid planeerimisteooria olemuse mõistmiseks tuleks omakorda aru saada filosoofilistest põhimõtetest, millest see lähtub.

1.3.2. Teaduse osa KMH-s

KMH-d on käsitletud ka rakendusteadusena, äärmuslikul kujul isegi rakendus-ökoloogiana (Cashmore, 2004: 5), kuid põhjendatum on selle käsitlemine teaduslike meetodite rakendusena konkreetsetele küsimustele vastuse leidmiseks.²⁸ Sealjuures tugineb KMH paljudele teadusharudele (joonis 1.1).



Joonis 1.1. KMH seos teadustega

KMH objektiivse osa moodustab teaduslik komponent, mis hõlmab KMH-s kasutatava informatsiooni hankimist, valikut, töötlemist ning analüüsi ja sünteesi ja interpreteerimist.²⁹ KMH teaduslikkuse/objektiivsuse nõue väljendub ka nõudes järgida teadustööle esitatavaid norme. Selle hulka kuulub esitatud väidete puhul vahe tegemine faktidel, spekulatsioonidel ning arvamustel, samuti väidete allikate näitamine (erialakirjandusest võetud seisukohad, KMH eksperdi seisukohad jne) ning järelduste loogika rangus. See loob võimaluse esitatud järeldusi kontrollida (hindamiskäigu reprodutseeritavuse ja läbipaistvuse nõue). Kavandatava tegevuse ja selle väidetavate keskkonnamõjude, sh kaudsete mõjude vahel peab olema näidatud põhjuslik seos, mille võimalikkuse tuvastamine rajaneb teaduslikel argumentidel ega tohi olla nendega vastuolus (vt osa 6 „KMH kavandamine“ kontseptuaalse mudeli kohta).

Kavandatava tegevusega mõjutatavate keskkonnakomponentide kirjeldus peab vastama normidele, mida nende kirjeldamiseks kasutatakse vastavat komponenti käsitlevas teadusharus. KMH eesmärgil tehtud uuringud peaks olema tehtud viisil, mis vastab selle teadusvaldkonna uuringute normidele (nt tunnustatud mõõtmismeetodid).

²⁸ Ka KMH-le lähedase instrumendi, keskkonnariski hindamise puhul on leitud, et sel on olulised teaduse tunnused, mis mõne autori arvates võimaldab seda käsitada ka teadusena. Euroopa Kohus on rõhutanud hindamisel parimatele teadussaavutustele tuginemise nõuet (EK 07.09.2004, C-127/02).

²⁹ Teadusfilosoofide dispuut teadusliku meetodi suhtelisuse üle ei ole KMH-ga tegelejaid märkimisväärselt puudutanud. A. Morrison-Saundersi ja L. Sadleri uuring (Morrison-Saunders & Sadler, 2010: 81) näitas, et toetatakse paljukritiseeritud ratsionaal-teaduslikku meetodit.

KMH sisu tähtsaim osa, millele tugineb hindamine, on oluliste keskkonnamõjude prognoosimine. Iga keskkonnamõju liik eeldab selle valdkonna (nt õhu ja vee omadused, populatsiooni või ökosüsteemi karakteristikud, kaudsete mõjude ja koosmõjude kujunemisteed) teoreetilistel alustel põhinevate või nendega vähemalt kooskõlas olevate prognoosimeetodite rakendamist. Selle valdkonna teadusliku põhja annavad loodusteadused (eeskätt keskkonnakeemia, keskkonnafüüsika, ökoloogia), kultuuriliste ja sotsiaalmajanduslike mõjude prognoosimisel sotsiaalteadused.

Kasutatavate andmete allikad peavad olema avalikud ning andmete valik põhjendatud. Põhjendus peaks arvestama nii andmete varieeruvust, mis võib olla tingitud objektiivsetest asjaoludest (mingi muutuja varieerumine on objektiivne nähtus, mida saab kirjeldada), kui ka andmete usaldusväärsusest (nt võib keskkonnaseisundit iseloomustavate andmete täpsus sõltuda analüüsi metoodikast). See on oluline vältimaks andmete valikulist kasutamist, mis annab käsitletud olukorras või eeldatavast mõjust kallutatud ettekujutuse ning tekitab kavandatava tegevuse pooldajate ning vastaste tuginemise n-ö oma andmetele. Teaduslik lähenemine nii KMH raames tehtavatele toimingutele kui ka kogu KMH käigule peab tagama, et KMH järelduste põhjendus on kontrollitav.

Tuleb silmas pidada, et teaduslik käsitlus sisaldab peale faktide (fakt = tõsiasi, mille kehtivus on antud kontekstis väljaspool kahtlust)³⁰ ka järeldusi, mis võivad olla loogiliselt tõestatud (deduktiivsed järeldused), aga ka järeldusi/seisukohti, mis võivad olla paremini või halvemini põhjendatud. Sellised võivad olla mõju olulisuse hinnangud.

Mõjude käsitlemisel on tavaliselt vaja interdistsiplinaarset lähenemist, eriti kaudsete mõjude puhul, mil mõju kandub ühe teadusharu valdkonnast teise valdkonda.

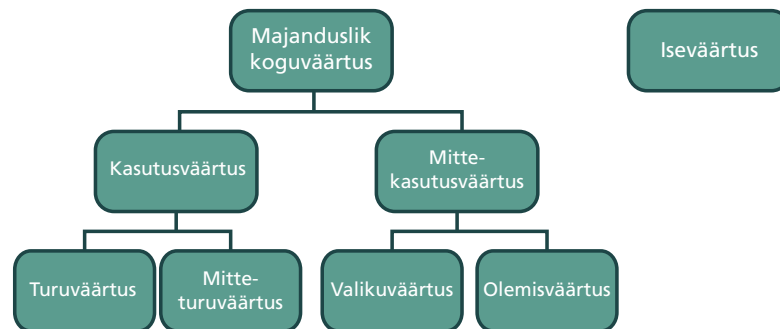
1.3.3. Väärtushinnangud ja subjektiivsus KMH-s

Peale objektiivse osa on teaduses ka subjektiivne osa, mis kaasneb paratamatult, kui kirjeldamiselt minnakse iseloomustamisele ja hindamisele. Subjektiivne osa algab juba kirjeldamisest, sest kirjeldatavate objektide valik ja neid iseloomustavate omaduste valik pole väärtushinnanguvaba.

Looduskeskkonna puhul eristatakse kaht liiki väärtust: majanduslikku ja iseväärtust. Looduskeskkonna majandusliku väärtuse hindamine kuulub keskkonnamajanduse valdkonda. Majanduslik koguväärtus jaguneb kasutusväärtuseks (*use value*) ning mittekasutusväärtuseks (*non-use value*), mis omakorda moodustuvad mitmest väärtuse alaliigist (joonis 1.2).

³⁰ Seetõttu on fakti definitsioonist tulenevalt loogiliselt mõttetu mõiste „vale fakt”. Üldisemas käsitluses on fakt see, mida faktiks tunnistatakse, mis omakorda sõltub subjekti omadustest (vt ka Meos, 2002). On kerge näha, et äärmuslikul kujul viib selle seisukoha järgimine relativismi, mis välistab igasuguse mõistliku argumenteerimise.

Väärtuse väljenduseks on majanduses hind, mille turul vabalt kaubeldavate objektide puhul määrab turg, turul mittekaubeldavate objektide puhul rakendatakse kaudseid hinna määramise viise, millest tuntuimad on reisikulude meetod, maksevalmiduse ja loobumistasu meetod. Viimastel aastatel on lisandunud püüded hinnata nn ökosüsteemiteenuseid (vt Sall jt, 2012). Tuleb silmas pida, et väärtuse ja hinna samastamist ei peeta ka majanduses põhjendatuks, vähemalt turuväärtuseta objektide korral (Yaoqi Zhang & Yiqing Li, 2005). Kuid ka turuväärtuse ja kasutusväärtuse vahel võib olla suuri lahknevusi.³¹



Joonis 1.2. Koguväärtuse struktuur

Väärtuse väljendamine rahas mitmesuguste mõõtmisviiside abil avab küll tee väärtuste võrdlemiseks, kuid probleem on mõõtmistulemuste sisus – nt kelle väärtushinnanguid see väljendab ning lahknevused erineva hindamismetoodikaga saadud tulemustes.³² Asjaolu, et kavandatava tegevusega kaasnevat positiivseid ja negatiivseid mõjusid ei ole võimalik adekvaatselt kirjeldada ainult rahalise väärtuse kaudu (tulu-kuluanalüüsiga), on põhjus, miks on vajalik KMH kui omaette instrument. Samas võib tulu-kuluanalüüs KMH osana või iseseisvalt anda mõjude kohta olulist lisateavet.

Keskkonna kohta tehtavad väärtushinnangud sõltuvad isiku üldisest suhtumisest keskkonda, mis omakorda on leitud olevat korrelatsioonis isiksuse psühholoogiliste põhiomadustega (Hirsh, 2010). Väärtushinnangud võivad olla põhjendatud kas täpsustavate kriteeriumidega või üldisemate väärtustega. Esimese viisi näiteks on omadused, nagu haruldus, ilu, esinduslikkus, teaduslik väärtus jms.³³

Üldkehtivat väärtust määravate omaduste süsteemi või kogumit pole olemas, kasutusel on kümneid omadusi, millest mõned üksteisega kattuvad (Erikstad *et al.*, 2008). Üldisemate väärtustega seostamise näiteks võib olla seostamine mingi universaalse ülimusliku väärtusega, nt Loojaga (kogu loodus on väärtuslik, kuna see on

³¹ Nt arstimi turuväärtus võrreldes kasutusväärtusega inimesel, kelle elu sellest sõltub.

³² Ilmekalt on seda näidanud maksevalmiduse ja loobumistasu meetodil saadud tulemuste suur lahknevus – erinevused ulatuvad kordadesse (Ariely, 2009; OECD, 2006).

³³ Sellised põhjendused on kasutusel üksikobjektide ja ka alade kaitse alla võtmisel.

Jumala looming). Samas on võimalikud intuiitiivsed väärtusotsustused, mis ei tuginegi formuleeritud põhjendustele (Musschenga, 2010).

Väärtushinnangud, mis tulenevad sügavamatest kultuurilistest või ideoloogilistest erinevustest, võivad olla ühildamatud.³⁴ Samas on ühiskonnagruppide väärtushinnangud ajas muutuvad, mis võib tulla nii hinnatava objekti omaduste muutumisest (varem haruldane on muutunud tavaliseks või vastupidi), ent ka suhtumise muutumisest.³⁵

Enamik süsteeme tunnistab, et kui mitte kõik, siis vähemalt enamik väärtusi on üleskaalutavad, s.t kui need valikute tegemisel omavahel vastanduvad, siis tuleb otsustada, milline neist konkreetsetes olukorras teise üles kaalub (Poiman, 2005: 124).³⁶

Ühildamatute väärtushinnangute korral, kui ei jõuta kokkuleppele ka selles, milline neist on konkreetsetes olukorras ülimuslik, jääb ainsaks lahenduseks kasutada jõudu. KMH raames võib see seisneda tuginemisel ekspertide autoriteedile, otsustaja administratiivsele jõule või lõpuks kohtuotsusele.

Jõupositatsioonilt väärtushinnangute kehtestamise näiteks on ka kaitstavate objektide ning kaitsealade määramine – see toimub neid väärtuslikuks pidavate gruppide algatusel (survel) vastuvõetud õigusaktidega, millele peavad alluma ka need grupid, kes selliseid väärtusi ei jaga.³⁷

Teaduslikud seiskohad võivad olla samuti subjektiivsed (kuigi neid kaldutakse pidama objektiivseks). Kui teaduslik seisukoht seisneb hinnangu andmises skaalal „halb – hea” siis on vältimatult tegemist subjektiivsusega. Selliste hinnangute hulka kuuluvad nt veekogude seisundi kvaliteediklassid, hinnangud, mis on „puhas” keskkond, jms. Hinnangu aluseks olevaid kriteeriume, mida kasutavad nt limnoloogid, ei tarvitse tingimusteta jagada mõned teised ühiskonnagrupid: limnoloogi seisukohalt halvas seisundis veekogu võib kalamehe seisukohalt olla hea ja supleja seisukohalt rahuldav.

Keskkonnamõju hindamisel on subjektiivsus vältimatu komponent. Subjektiivsus tuleb keskkonnamõju hindamisse kõigepealt mõjude identifitseerimise kaudu – tuvastatakse mõjusid (omadusi), mida on õpitud märkama ja mida väärtustatakse. Subjektiivsed on ka osa mõjuprognose, need, mis kujutavad endast intuiitiivset nn

³⁴ Selle markantseks näiteks on bolševike ja islamifundamentalistide suhtumine sakraalehitistesse ja muudesse kultuuriobjektidesse, mis lääne kultuuriruumis on väärtustatud.

³⁵ Viimase näiteks on esitatud suhtumist Norra mägedesse – varem inetuks peetud mägesid hakati romantismi ajajärgul pidama ilusaks (Erikstad *et al.*, 2008); samamoodi on olnud suhtumise muutust märgata Venemaalt pärit migrantide seas Kaliningradi oblastis: kui veel põlvkond tagasi tavatseti Teise maailmasõja eelsest, s.o saksa ajast pärit ehitisi süstemaatiliselt hävitades minevikku kustutada, siis nüüd on otsustatud varasemat ajalugu tunnustada ja veel säilinud silmapaistvad ehitised on võetud riikliku kaitse alla.

³⁶ See viib väärtuste põhjendamiseni, mis on komplitseeritud moraalifilosoofia probleem, milles on fundamentaalselt lahknevaid seisukohti (vt ka Poiman, 2005).

³⁷ Mõnikord väljendatav arvamus, et mingi objekt on väärtuslik, sest see on kaitse all, demonstreerib põhjuse ja tagajärje äravahetamist: väärtus ei tulene kaitse all olemisest, vaid vastupidi – kaitse alla võtmise põhjuseks on väärtus.

eksperthinnangut, ning prognoosid, milles mõju ilmnemise tõenäosus on subjektiivne tõenäosus, mitte teorial või statistikal põhinev tõenäosus. Subjektiivne on mõju olulisuse hindamisel mõju tähtsuse üle otsustamine, mis on olulisuse vältimatu komponent (vt osa 2 „Keskkonnamõju olulisuse käsitlused”).

Subjektiivsuse eemaldamine hindamisest, n-ö puhas objektiivne ja ratsionaalne otsustamine ei ole KMH puhul võimalik ega ole olnud ka taotluslik. Ratsionaalsuse ja subjektiivsuse (väärtushinnangute) vastandamine on siin mõttetu, probleem on selles, kuidas väärtushinnanguid selgelt, läbipaistvalt ja korrektselt (ratsionaalselt) ja parimal viisil ühildada objektiivsete asjaoludega. Selles on oma osa nii J. Habermasi kommunikatiivse ja piiratud ratsionaalsuse kontseptsioonil (ideaal, kuidas jõuda konsensusele) kui ka võimusuhtel, mille olulisust on rõhutanud M. Foucault (mõista, kuidas tugevamad saavad oma vaateid teistele peale suruda).

KMH peaks olema protsess, mis järgib kriitilise mõtlemise põhimõtteid. See tähendab teadvustamist, et on faktid (tõsiasiad, mille kehtivuse üle ei arutata), seisukohad, mis parimal juhul on tõestatud, kuid tihti toetuvad parematele või halvematele põhjendustele (*reasoned judgments*), ning viimaks seisukohad, mida võib pidada maitse-eelistusteks (*subjective preference*) – individuaalset meeldivust väljendavad seisukohad (Paul, 1995).

1.3.4. Hargnemine ja koondumine

KMH-s on algusest peale omistatud mõistele „keskkond” lai tähendus, mis hõlmab peale looduskeskkonna ka inimesi, sotsiaalmajanduslikku ja kultuurilist keskkonda (vt osa 1.1 „Olulised mõisted”), millest järeldub, et KMH hõlmab – vähemalt osaliselt – ka neis valdkondades ilmnevate mõjude hindamist.

KMH kasutuselevõtule järgnevatel aastatel tekkis teisi iseseisvusele pretendeerivate mõjuhindamiste liike ning nende hulk hakkas eriti kasvama viimastel aastakümnetel, nii et A. Morrison-Saunders koos kaasautoritega (Morrison-Saunders *et al.*, 2014) loendas neid üle 40.³⁸ Neist on laiemalt tuntud järgmised:

- keskkonnamõju strateegiline hindamine (*Strategic Environmental Assessment, SEA*);
- sotsiaalse mõju hindamine (*Social Impact Assessment, SIA*);
- tervisemõju hindamine (*Health Impact Assessment, HIA*);
- visuaalse mõju hindamine (*Visual Impact Assessment*);
- ökoloogilise mõju hindamine (*Ecological Impact Assessment, EcIA*);
- Natura hindamine (*Natura 2000 Appropriate Assessment*);
- keskkonnariski hindamine (*Environmental Risk Assessment, ERA*);
- jätkusuutlikkuse hindamine (*Sustainability Impact Assessment, SuIA*).

³⁸ Autorite arvates ei olnud nende loetelu veel ammendav. Vanclay (2004: 274) esitab neid koguni 142!

Samas on ka vähem tuttavaid, nagu bioloogilise mitmekesisuse hindamine (*biodiversity impact assessment*), keelemõju hindamine (*language impact assessment*), soolise mõju hindamine (*gender impact assessment*), ökosüsteemiteenuste hindamine (*ecosystem services assessment*) jt.

Enamik neist kasvas välja KMH-st, mõned tekkisid rööbiti toimunud arengute tulemusel. Neil on erinev õiguslik regulatiivne alus, mis erineb riigiti.

Paljude teiste KMH-st tõuke saanud mõjuhindamiste eristumist on seletatud sellega, et KMH, hoolimata deklareerimisest, et keskkonna all ei mõisteta pelgalt looduskeskkonda, on siiski keskendunud sellele ning väidetavalt ei ole pööranud piisavalt tähelepanu teistele spetsiifilistele mõjudele (Vanclay, 2004; Morgan, 2012; Pope *et al.*, 2013).³⁹

Mitmesuguste hindamiste omavahelised suhted on segased, selgelt on näha kattumisi. Oluline ongi küsimus, mil määral on põhjendatud nende käsitlemine iseseisvate spetsiifiliste vahenditena KMH kõrval ning mil määral KMH (ja KSH) komponentidega, vastavate mõjuvaldkondade hindamismeetoditega KMH ja KSH raames.

Killustumist, mille on tekitanud paljud, osalt omavahel konkureerivad hindamised, on peetud negatiivseks, KMH metodoloogilise ühtsuse lõhkujaks ning KMH puhul rõhutatud interdistsiplinaarsuse asendamiseks isoleeritusega, mis ei soodusta jätkusuutlikkusele kaasaaitamist, mida lõpptulemusena väidetavalt taotletakse. Mitmesuguste hindamisliikide hulk ületab juba asjaosaliste suutlikkuse nendega toime tulla, juhendite ning regulatsioonide kattuvuste ja lõhedega on tekitatud segadust nii KMH praktikute kui ka huvigruppide, ametnike ja seadusandjate hulgas (Pope *et al.*, 2013: 6; Morrison-Saunders *et al.*, 2014). Lisaks tekitab killustatus raskusi erinevate hindamiste integreerimiseks ühtsesse otsustusprotsessi (Morrison-Saunders *et al.*, 2014).

Killunemise õigustuseks on väidetud, et see võimaldab paremini esile tuua ja käsitleda mõjusid, mis KMH raames võiks muidu küllaldase tähelepanuta jääda. See väide on õigustatud, kui selliseid hindamisi eristatakse nii, et neid käsitletakse eri mõjuvaldkondade hindamisena KMH raames, mitte KMH-ga võrdselt ja selle välisena. Viimasel juhul võib nende eristamine anda õigustuse KMH käsitusala kitsendamiseks, mistõttu sellest välja jäänud mõjusid ei käsitletagi või käsitletakse palju lõdvemate reeglite järgi, kui see toimuks KMH raames, kus formaalsed menetlemisreeglid on tavaliselt kehtestatud õigusaktidega ning hea praktika paremini välja kujunenud.

Killunemise taunijad on kutsunud üles lahknevusi vähendama ja koonduma algselt NEPA-s esitatud integreeritud ja fokuseeritud käsitusel põhjal (Morrison-Saunders *et al.*, 2014). Koondumisele kutsuvale seisukohale on esitatud omakorda vastuväiteid. KMH-le iseloomulikku kalduvust keskenduda looduskeskkonnale (mis väidetavalt tingis teiste mõjuhindamiste esiletuleku) on õigustatud sellega, et ajalooliselt KMH

³⁹ Teiseks seletuseks on esitatud asjaosaliste kalduvus olemasolevate meetodite asemel esitada nn uusi hindamismeetodeid (mis olemasolevatest sisuliselt oluliselt ei erinegi) sooviga saada osa ressursidest ja tähelepanust (Pope *et al.* 2013; Sheate, 2009, *op. cit.* Morrison-Saunders *et al.*, 2014).

tekkiski kui looduskeskkonna „advokaat” vastukaaluks sotsiaal-majanduslikule lähenemisele, mida kavandavad tegevused väidetavalt nagunii arvestasid. Seetõttu on kardetud, et looduskeskkonna kaitse võib ühisel käsitlemisel jääda teiste tegurite varju (Morrison-Saunders & Fischer, 2006).

Peale lahknevuste, mis avalduvad lähedaste hindamiste tekkes, esineb lahkarnumusi ka selles, kuidas saadakse aru KMH sisust ja eesmärgist. Mõned käsitlused, sh algupärane NEPA käsitlus nägi KMH-s laiemalt kui seatud eesmärgi saavutamiseks parima lahenduse otsimise vahendit, mistõttu oli selgelt esile toodud alternatiivide käsitlemine kui KMH olemuslik komponent. Mõned on mõistnud KMH-d peamiselt kui vahendit, millega kavandatavate tegevuse negatiivseid tagajärgi tuvastada ning leevendada (Morgan, 2002).

1.3.5. KMH eesmärk ja ülesanded

KMH eesmäärke on sõnastatud mitmeti.⁴⁰ KMH eesmärgiks on nimetatud lihtalt otsusetegemise toetamist (Glasson *et al.*, 2012), aga ka hoopis üldisemat jätkusuutliku arengu edendamist (nt Barker & Wood, 1999: 1).

IAIA sõnastuses on mõjuhindamise⁴¹ eesmärk

- kavandatava tegevuse üle otsustamiseks informatsiooni andmine selle biofüüsiliste, sotsiaalsete, majanduslike ja institutsionaalsete tagajärgede kohta;
- otsustamise läbipaistvuse ning selles avalikkuse kaasamise edendamine;
- järeletoimingute (ebasoovitavate mõjude seire ja leevendamine) protseduuride ja meetodite kindlaksmääramine;
- mõistliku ja jätkusuutliku arengu toetamine.

Eristatud on ka arvukamaid lähemaid (vahetuid) ja kaugemaid eesmäärke.⁴² Lähemate eesmärkidena on nimetatud järgmisi (<http://eia.unu.edu>):

- kavandatud tegevuse parandamine;
- veendumine, et ressursse kasutatakse asjakohaselt ja tõhusalt;
- tegevuse mõjude leevendamiseks asjakohaste meetmete väljaselgitamine;
- toetada informeeritud otsuse tegemist, k.a keskkonnanõuete seadmist.

⁴⁰ KMH kirjanduses kasutatakse mõisteid *aims*, *purposes* ja *objectives*, kusjuures neile omistatakse erinevat sisu, mistõttu on nad raskesti võrreldavad.

⁴¹ See hõlmab mitmeid hindamisliike ega täpsusta nende eesmärkide erinevusi.

⁴² Morgan (2002) on juhtinud tähelepanu sellele, et vahet tuleb teha ülesannetel (*objectives*) ja eesmärkidel (*aims*) ning et eesmärkidena esitatakse sageli just ülesanded ning ka nende all kaldutakse loetlema tegevusi, mitte tulemusi. Neid eristatakse ka keskkonnajuhtimise standardites (nt ISO 14000 seeria standardid). Eesmärk on üldisem, ülesannete lahendamine aitab eesmärgi suunas liikuda. Seega võiks KeHJS antud eesmärki pidada pigem ülesandeks.

Kaugemateks eesmärkideks peetakse

- inimeste tervise kaitset ja ohutust;
- pöördumatute tõsiste keskkonnakahjustuste vältimist;
- väärtuslike ressursside, alade ja ökosüsteemi komponentide kaitsmist ja projekti sotsiaalsete aspektide väärtustamist.

KMH eesmärk on luua eeldused paremate otsuste tegemiseks ning nende kaudu toetada säästvat arengut. Nimetatute kõrval toetavad nende eesmärkide saavutamist kõrvaltegevused ja -tulemused, nagu osalejate harimine, otsuste legitiimsuse suurendamine jms, kuid need pole põhjuseks, miks KMH-d tehakse.⁴³

On väidetud, et kuna KMH pole praktikas küllalt hästi täitnud algsest eesmärgipärasest ratsionaalsusest tulenevat eesmärki, s.o mõjutanud otsuseid, siis tuleks ümber sõnastada eesmärgid, mis tähendaks suurema kaalu andmist suhtluse parandamisele, konsensuse kujundamisele, osaliste harimisele jms positiivsetele aspektidele, mitte lahendustele (Jay *et al.*, 2007: 293–294). KMH-d on kritiseeritud, et see on muutunud tegevuseks iseenese pärast (*an end in itself*) selmet olla tasakaalustatuma otsustamise toeks (Anjaneyulu & Manicam, 2011: 3).

Erimeelsustes KMH eesmärgi asjus peegelduvad põhimõttelised erimeelsused KMH olemuses – kas see on ratsionaalne protsess, mille eesmärk on aidata parandada otsusetegemist või on selle eesmärk hoopis protsess ise – suhtlus, õppimine jms. See ei ole pelgalt akadeemiline (teoreetiline) küsimus. Sellest tulenevad erinevad seisukohad ka KMH kui keskkonnakorraldusliku instrumendi efektiivsuse hindamisel ja ka praktilised meetmed. Kui efektiivsust mõista kui eesmärgi saavutamise mõõtu, on selge, et erinevaid eesmarke silmas pidades võib jõuda lahknevate tulemusteni nii efektiivsuses kui ka abinõudes, mida efektiivsuse suurendamiseks tuleks ette võtta, kui seda leitakse vajaliku olevat. Lisaks tulenevad siit erinevad seisukohad KMH sisus – alternatiivide võrdlemise osa kohta KMH-s: ühe seisukoha järgi ei olegi alternatiivide võrdlemine KMH asi, KMH lõpeb formaalselt alternatiivide⁴⁴ keskkonnamõjude kohta andmete ja arvamuste esitamisega aruande kujul otsusetegijale. See, millisele otsusele otsusetegija selle teabe põhjal jõuab ja kuidas see on põhjendatud, ei puuduta enam KMH ekspertiisrühma. Selle seisukoha teoretikutest toetajad rõhutavad, et KMH ei peagi toetama ratsionaalset (loe: süsteemset, argumenteeritud, läbi paistvat, taasesitatavat) otsustusprotsessi, vaid see on n-ö arvamuste esitamise ja arutamise foorum. Teise seisukoha järgi on alternatiivide võrdlemine KMH etapp, milles sünteesitakse analüüsi etapis saadud tulemusi ja esitatakse argumenteeritud järeldusi ja mis aitab otsusetegijal teha informeeritud otsust.

⁴³ Nende seadmine KMH eesmärgiks võiks tekitada ka küsimuse, miks peaks arendaja kinni maksma ühiskonna harimise jms – selle põhjendamine „saastaja-maksab-põhimõttega“ ei ole veenev.

⁴⁴ On ka seisukohti, et isegi alternatiivide käsitlemine ei ole KMH olemuslik omadus, vaid pigem soovitatav.

Vastuolulised seisukohad alternatiivide võrdluse kohta KMH-s peegelduvad nii õigusaktides⁴⁵ kui ka käsiraamatutes ja juhendites – mõni neist käsitleb alternatiivide võrdlemist põhjalikult (nt Canter, 1996), mõned põgusalt (nt Glasson *et al.*, 2012; National Assessment..., 2009; Ympäristövaikutusten arviointi..., 2009), mõned ei mainigi (Scottish..., 2013). Üldine suund näib olevat siiski alternatiivide põhjalikuma käsitlemise, sh võrdlemise poole, mida Euroopa Liidus toetab ka KMH direktiivi viimane täiendus, samuti alternatiivide võrdlemisele pühendatud artiklid erialajakirjades.

KeHJS defineerib KMH eesmärgi järgmiselt: *Keskkonnamõju hindamise eesmärk on anda tegevusloa andjale teavet kavandatava tegevuse ja selle reaalseste alternatiivsete võimalustega kaasneva olulise keskkonnamõju kohta ning kavandatavaks tegevuseks sobivaima lahendusvariandi valikuks, millega on võimalik vältida või vähendada ebasoodsat mõju keskkonnale ning edendada säästvat arengut.*

Sellest definitsioonist nähtub, et Eestis on valitud seisukoht, mille järgi KMH on otsuse parandamise vahend.⁴⁶

Peale hindamise metodoloogiliste erinevuste on olulisi erinevusi KMH administratiivses korralduses eri riikides. See tuleneb paratamatult juba erinevustest riigivalitsemise viisides, institutsionaalsest struktuurist ning ka kultuurist.

1.3.6. KMH struktuur

Suurel osal KMH käigust toimuvad rööbiti ja integreeritult sisulised tegevused ning formaalsed protseduurid. Nende põhimõttekäik, mis on esitatud joonisel 1.3 järgib Eestis KeHJS kehtestatud menetluskorda ning ettenähtud tegevusi.

KMH puhul tuleb eristada KMH süsteemi laiemalt ning mõjuhindamist kitsamalt, kuid viimast on otstarbekas käsitleda koos mõne hindamisele eelneva ja järgneva tegevusega, mis küll moodustavad terviku, kuid eristuvad selgelt oma funktsiooni ja täitjate poolest:

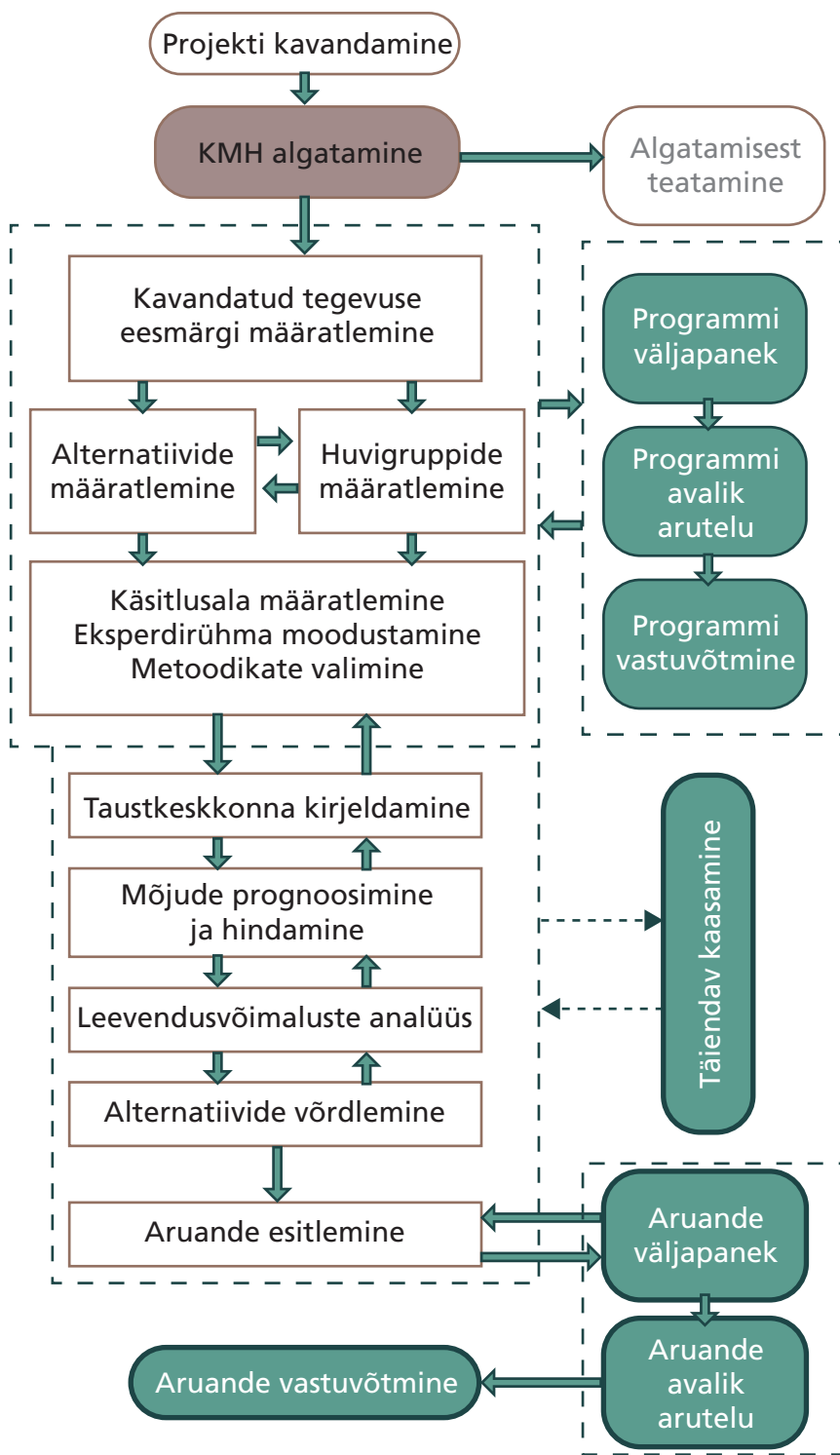
Hindamiseelsed tegevused

Loa taotlemise eelsed – korraldab arendaja:

- arendaja määratleb kavandatava tegevuse;
- arendaja suhtlemine konsultantidega ja projekti täpsustamine;
- loataotluse vormistamine ja võimalik KMH algatamissoovi esitaminearendaja poolt koos andmetega projekti kohta.

⁴⁵ Selle kohta vt Adler (2014).

⁴⁶ See on seletatav asjaoluga, et esimene KMH tutvustus ja selle juurutamine toimus USA keskkonnaagentuuri koolitusprogrammi kaudu, kus eelisalternatiivi väljaselgitamine oli KMH-s selgelt välja toodud.



Joonis 1.3. KMH põhistruktuur algatamisest aruande vastuvõtmiseni

KMH algatamisvajaduse üle otsustamine – korraldab otsustaja:

- algatamine kohustuslikus korras või eelhindamine, mille teeb otsustaja, kaasates vajaduse korral asjaomaseid asutusi ja konsultante;
- lõpeb KMH algatamise või algatamata jätmise otsusega;
- algatamisotsuse korral algab KMH kavandamine.

KMH kavandamine – toimub arendaja, konsultantide (juhteksperdi jt), huvipoolte ja otsustaja koostöös.

Lõpeb KMH programmi vastuvõtmisega, mis määrab KMH sisu, ajakava ja läbiviijad.

Hindamine

KMH selle otseses tähenduses – hindamise teeb eksperdirühm (erandjuhul juhteksperdi) soovitatavalt koostöös huvigruppidega. Hindamise põhielemendid on järgmised:

- taustkeskkonna iseloomustamine;
- mõjude prognoosimine ja hindamine;
- alternatiivide võrdlemine;
- aruande koostamine ja täiendamine.

Lõpeb aruande vastuvõtmisega otsustaja poolt.

Hindamisjärgsed tegevused

Tegevusloa andmine või andmata jätmine ning keskkonnameetmete määramine – otsustaja.

Järelhindamine otsustaja või tema määratud asjatundjate poolt.

Võimalik keskkonnameetmete korrigeerimine otsustaja poolt või tema ettepanekul.

1.4. Reguleerimine õigusaktide ja muude normdokumentidega

KMH on instrument, mis erinevalt mitmetest muudest on rakendatud õigusaktide toel, mistõttu sellel on otsene või kaudne seos paljudega neist. Need seosed moodustavad raskesti hoomatava võrgustiku, kus mitmed elemendid on kaetud erinevate ja osaliselt kattuvate õigusaktidega – nii rahvusvaheliste kui ka riigi õigusaktidega.

Järgnev ülevaade esitab neist peamised. Esitatu on mõeldud regulatsioonidest ülevaate saamiseks ega asenda konkreetsete kohaldatavate õigusaktide kasutamist KMH-s.⁴⁷

Ülevaate saamiseks ei ole otstarbekas neid käsitleda mitte liigi kaupa (konventsioonid, direktiivid, lepingud seadused jne), vaid KMH-ga seose põhjal. Selle alusel võib eristada järgmisi gruppe:

A. Õigusaktid, mis määravad keskkonnapoliitika üldisi sisukohti, mille elluviimisele KMH kui instrument peaks kaasa aitama. Neis võib, kuid ei tarvitse olla viide KMH-le, kuid konkreetsemalt KMH-d käsitlevad õigusaktid sageli viitavad neile. Nende hulka kuuluvad üldised rahvusvahelised konventsioonid:

- Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon (1992; Eesti 1994);
- ÜRO kliimamuutuste raamkonventsioon (1992; Eesti 1994);
- Läänemere piirkonna merekeskkonna kaitsest (1992; Eesti 1995);
- Euroopa taimestikust ja loomastikust ning nende elupaikade kaitsest (1979; Eesti 1992);
- Rahvusvaheliste järvede ning piiriveekogude kaitsest ja kasutamisest (1992; Eesti 1995/2003);⁴⁸
- Piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioon ja selle protokollid (1979; Eesti 2000, 2001, 2005, 2006);⁴⁹
- Euroopa maastikukonventsioon (2000).

Euroopa Liidu tasandil on sellise funktsiooniga:

- Linnudirektiiv 79/409/EMÜ;
- Loodusdirektiiv 92/43/EMÜ;
- Veepoliitika raamdirektiiv 2000/60/EÜ;
- Merestrateegia raamdirektiiv 2008/56/EÜ.

⁴⁷ Õigusaktide sagedase muutmise tõttu tuleb veenduda versiooni kehtivuses.

⁴⁸ Vee ja tervise protokollid allkirjastamine.

⁴⁹ Protokollide allkirjastamine.

Eesti õigusaktidest kuuluvad nende hulka:

- Keskkonnaseadustiku üldosa seadus (RT I, 28.06.2016, 19) – defineerib põhimõisted, keskkonnakaitse põhimõtted, keskkonnavalused õigused jms;
- Säästva arengu seadus (RT I, 10.11.2016, 1) – sätestab loodusvarade säästva kasutamise alused.⁵⁰

B. Õigusaktid, mis reguleerivad mõnd KMH korralduslikku elementi. Sellised on konventsioonidest:

- Juurdepääs keskkonnainfole (Århusi konventsioon) (1998; Eesti 2001) – reguleerib avalikkuse juurdepääsu KMH-le;
- Piiriülese keskkonnamõju hindamise konventsioon (Espoo konventsioon) (1991; Eesti 2000) – reguleerib riikidevahelist suhtlemist piiriülese mõju korral.

Lisaks on piiriülese keskkonnamõju hindamise kohta kahepoolsed lepingud Lätiga ja Soomega:

- Eesti Vabariigi valitsuse ja Läti Vabariigi valitsuse vaheline kokkulepe riigipiire ületava keskkonnamõju hindamisest. Vastu võetud 14.03.1997, RT II 1997, 12, 52);
- Eesti Vabariigi valitsuse ja Soome Vabariigi valitsuse vahelise piiriülese keskkonnamõju hindamise kokkulepe. Vastu võetud 21.02.2002 RT II 2002, 16, 70.

Eesti õigusaktidest kuuluvad nende hulka:

- Haldusmenetluse seadus (RT I, 25.10.2016, 5) – reguleerib loamenetlust;
- Tööstusheite seadus (RT I, 03.12.2015, 7) – reguleerib kompleksloa kohaldamist;
- Keskkonnaregistri seadus (RT I, 08.07.2014, 18) – reguleerib hindamiseks kasutatavate andmete kättesaadavust;
- Avaliku teabe seadus (RT I, 06.01.2016, 7) – reguleerib keskkonnainfo kättesaadavust.

A. Õigusaktid, mis reguleerivad otseselt KMH korraldust:

- Direktiiv 2011/92/EL;
- Direktiiv 2014/52/EL (muudab eelmist);
- Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus (KeHJS; RT I 10.11.2016, 5) – defineerib KMH osapooled ning nende kohustused, määrab KMH algatamise/mittealgatamise tingimused, sätestab nõuded programmi ja aruande sisu kohta, täpsustab mõnede hindamisliikide, sh Natura hindamise erisused, järeletoimingud jms. Seda täpsustavad üksikküsimustes rakendusaktid:
 - Vabariigi Valitsuse määrus „Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb anda keskkonnamõju hindamise vajalikkuse eelhindang, täpsustatud loetelu” (RT I, 03.06.2015, 2);

⁵⁰ Väidetavalt ka KMH õiguslikud alused ja korra (§ 8), kuid tegelikult teeb neid KeHJS.

- Keskkonnaministri määrus „Keskkonnamõju hindamise litsentsi ja selle taotluse vormid“ (RT I, 26.05.2015, 3).
- B. Õigusaktid, mis sätestavad konkreetset loamenetlust, seavad tegevuspiiranguid, määravad kaitstavad objektid ning kehtestavad keskkonnanormatiive (piir- ja sihtväärtusi)⁵¹ ning millele tuginetakse oluliste mõjude identifitseerimisel ja hindamisel:
- Looduskaitseseadus (RT I, 05.04.2016, 4) – määratleb kaitstavad loodusobjektid ja kaitse korralduse põhimõtted;
 - Veeseadus (RT I, 06.07.2016, 14) – määratleb kaitset vajavad alad ja kaitse eesmärgid, veekogumite seisundi ja seisundiklassi ning nende määramise põhimõtted ning vee (eri)kasutuse tingimused. Seda täiendavad määrused:
 - Maapõueseadus (RT I, 05.07.2016, 20) – maapõue, maavaravarude ja mullakaitse nõuded ning kaevandamisega rikutud maa korrastamise nõuded;
 - Kiirgusseadus (RT, 28.06.2016, 2) – kiirgustegevusloa menetlemine;
 - Ehitusseadustik (RT I, 25.01.2017) – projekteerimistingimused, ehitus- ja kasutusloa menetlemine, ehitise kaitsevöönd.

Seadustes on viited asjakohastele määrustele, mis täpsustavad seadustes esitatut.

Keskkonnamõju hindamisel tuleb arvestada ka võimalikke nõudeid ja tingimusi, mida seavad

- planeeringud;
- kaitsekorralduskavad;
- veemajanduskavad.

Kohtulahendid. KMH-d reguleerivate õigusaktide sõnastus on jätnud erinevaid tõlgitsemisvõimalusi, mille puhul on jäänud otsuse tegemine kohtule. Euroopa Kohtu poolt KMH asjus tehtud otsused on leitavad ülevaates (European Commission..., 2013b).

Hea praktika põhimõtted

Peale õigusaktide saab KMH-l juhendada hea praktika põhimõtetest.

IAIA on sõnastanud mitme tegevuse jaoks hea praktika põhimõtted (<http://www.iaia.org/best-practice.php>):

- KMH hea praktika;
- sotsiaalse mõju hindamise hea praktika;
- tervisemõju hindamise hea praktika;
- bioloogilise mitmekesisuse hindamise hea praktika;
- avalikkuse kaasamise hea praktika;
- järelmenetluste hea praktika;
- kliimamuutuste käsitlemise hea praktika.

⁵¹ Piirväärtused näitavad suurust, mille piiresse peab keskkonnaseisundit iseloomustav näitaja jääma; sihtväärtus näitab selle n-ö ideaalset suurust.

1.5. Olulised organisatsioonid ja publikatsioonid

Rahvusvaheliselt on KMH professionaalid, nii teadlased kui ka praktikud ning selles huvitatud koondunud Rahvusvahelisse Mõju Hindajate Ühingusse (International Association of Impact Assessment, <http://www.iaia.org/>), milles on sektsioonid eri mõjuhindamise liikidele. IAIA korraldab mitmel tasemel koolitusi ja on avatud ka üliõpilastele. IAIA korraldab ka iga-aastasi konverentse aktuaalsetel mõjuhindamise teemadel, annab välja infolehte ning eelretsenseeritavat ajakirja Impact Assessment and Project Approval.

IAIA teeb koostööd ÜRO institutsioonidega, Maailmapangaga ning mitme riikliku organisatsiooniga (nt U.S. Council on Environmental Quality – CEQ ja The Netherlands Association for Environmental Professionals – VVM).

Tervisemõju hindajaid ühendav organisatsioon on Society of Practitioners of Health Impact Assessment – SOPHIA.

Eesti keskkonnamõju litsentseeritud hindajad ja strateegilise mõju hindajad on organiseerunud Eesti Keskkonnamõju Hindajate Ühingusse⁵² (<http://www.eaia.eu/kemu/uhing>).

KMH eeldab avalikkuse kaasamist, milles eriline koht on organisatsioonidel, sh vabaühendustel, mis on seadnud oma eesmärgiks keskkonnanõu. Nende esindusorganisatsioon on Eesti Keskkonnaühenduste Koda (<http://www.eko.org.ee>), millesse kuulub üheksa organisatsiooni:

- Balti Keskkonnafoorum;
- Eestimaa Looduse Fond;
- Eesti Ornitoloogiaühing;
- Säätva Eesti Instituut;
- Eesti Roheline Liikumine;
- Nõmme Tee Selts;
- Pärandkoosluste Kaitse Ühing;
- Tartu Üliõpilaste Looduskaitsering;
- Eesti Üliõpilaste Keskkonnakaitse Ühing (Sorex).

⁵² Toetajaliikmeteks võivad olla ka neile tingimustele mittevastavad KMH/KSH-ga seotud isikud, nt teadlased ja õppejõud.

KMH teemal on publitseeritud artikleid 587 ajakirjas, millest enamikus on KMH siiski marginaalne. Kõige suurem osa on leitud olevat 10 ajakirjal, mis oma osa alusel reastuvad järgnevalt (Zhuang Yanhua *et al.*, 2011):

1. Environmental Impact Assessment Review;
2. Journal of Environmental Management;
3. Environmental Management;
4. Environmental Monitoring and Assessment;
5. Water Science and Technology;
6. Computer Support for Environmental Impact Assessment;
7. International Journal of Environment and Pollution;
8. Desalination;
9. Marine Pollution Bulletin;
10. Landscape and Urban Planning.

Esitatud nimekirjas on üllatav leida kitsa valdkonna tehnoloogiaajakirju (Desalination, Water Science and Technology), mis oma valdkonna teemade hulgas ei maini keskkonnamõju hindamist; ka ajakirjades Journal of Environmental Management ja Environmental Management esinevad KMH-d käsitlevad artiklid harva. Samas puuduvad ajakirjad Impact Assessment and Project Appraisal ja Journal of Environmental Assessment Policy and Management, mis koos ajakirjaga Environmental Impact Assessment Review on otseselt mõjuhindamisele pühendunud rahvusvahelised eelretsenseeritavad ajakirjad.

1.6. Seos muude keskkonnanõu vahenditega

1.6.1. Taust

KMH on üks keskkonnanõu instrument teiste hulgas. Kuna KMH-s on keskkond defineeritud laialt, siis on paratamatu, et selle piiresse jääb teisi keskkonnanõu hindamisliike. Mõned neist on Euroopa Liidus ja Eestis täies ulatuses kehtestatud õigusaktidega (nt Natura hindamine elupaikade direktiiviga⁵³, keskkonnanõu strateegiline hindamine KSH direktiiviga⁵⁴), mõned osaliselt (keskkonnanõu hindamisest ohtlike ettevõtete riskianalüüs Seveso direktiiviga⁵⁵), mõnede rakendamise kohustus ja kord ei ole õigusaktidega määratud (nt sotsiaalse mõju hindamine, organisatsiooni keskkonnanõu juhtimine⁵⁶). Hindamisliike, mille rakendamise nõue ei tulene õigusaktidest, saab KMH-sse integreerida probleemideta ja igal juhtumil selleks sobivaks peetaval moel. Osa tegevuste puhul võib juhtuda, et neile kohaldub peale KMH veel mõnest teisest õigusaktist tulenev hindamisnõue.

Hindamiste ühildamine. Vältimaks mõttetut ja ressursse raiskavat mitmekordset kattuvat hindamist, on Euroopa Komisjon (2016) soovitanud nn ühtlustatud menetlust, mis võib seisneda ühises või koordineeritud menetluses. Esimese puhul toimub üks hindamine, mille tulemused esitatakse ühes aruandes. Koordineeritud menetluse puhul määratakse erinevaid hindamisi haldav asutus.⁵⁷ Kas menetlusi ühtlustada ja mil viisil, on jäetud iga konkreetse projekti puhul liikmesriigi otsustada. Eestis on KMH-ga ühist menetlust rakendatud nn Natura hindamisel. Koordineeritud menetlust rakendatakse kompleksloa menetlemisel, mida reguleerib tööstusheite seadus.

1.6.2. Seos Natura hindamisega

Natura hindamise alusdokumendid on Euroopa Liidu linnudirektiiv (2009/147/EÜ) ja loodusdirektiiv (92/43/EMÜ), millest lähtudes on moodustatud kaitsealade võrgustik Natura 2000, *et tagada haruldaste või ohustatud lindude, loomade, taimede ning nende elupaikade ja kasvukohtade kaitse* (<http://www.natura2000.envir.ee>).

⁵³ 92/43/EMÜ.

⁵⁴ Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2001/42/EÜ.

⁵⁵ Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2012/18/EL (nn Seveso III).

⁵⁶ Osaliselt on nn EMAS puhul – Euroopa Parlamendi ja Nõukogu määrus (EÜ) nr 1221/2009.

⁵⁷ Suunistes ei täpsustata, mida koordineeritud hindamine sisuliselt tähendab – seisneb see käsitletavate mõjude jagamises eri hindajate vahel, ühiseid suhtlusprotseduure avalikkusega vms, muuseas on mainitud, et see võib seisneda hindamise jaoks vajalike andmete kogumises.

Natura hindamise kui eraldi hindamisliigi olemasolu tuleneb loodusdirektiivi (92/43/EMÜ) artikli 6 lõikest 3:⁵⁸

Mis tahes kava või projekti, mis ei ole otseselt seotud ala korraldamisega või ei ole ala korraldamiseks otseselt vajalik, kuid mis kas eraldi või koos teiste kavade või projektidega ala tõenäoliselt oluliselt mõjutab, tuleb asjakohaselt hinnata nende tagajärgede seisukohast, mida ta alale kaasa toob, silmas pidades ala kaitse eesmärke.

Direktiiv ei täpsusta, mida tähendab „asjakohane hindamine” (endastmõistetavalt peaks ka KMH ja muud hindamised olema asjakohased). Kaitse-eesmärgid, mida loodusdirektiiv hindamise alusena toob, esitavad tingimuste kompleksi (kriteeriumid), mis määravad kaitstava elupaiga, koosluse või liigi (populatsiooni) seisundi.⁵⁹ Seetõttu on Natura hindamine („asjakohane hindamine”) oma olemuselt ökoloogilise mõju hindamine, milles kasutavad prognoosi- ja hindamismeetodid ei erine analoogsete, kuid Natura võrgustikku mittekuuluvate objektide mõjude hindamisel kasutatavatest. Seda kinnitab ka Euroopa Komisjoni juhend (Euroopa Komisjon, 2000: 35), milles „asjakohast hindamist” ei defineerita, kuid selles on mainitud, et tegemist on ökoloogilise mõju hindamisega, ja lisatud, et tuleks arvesse võtta KMH direktiivis mainitud keskkonnaneelemente (vett, mulda, ilmastikku). (Viimaste arvestamise vajaduse mainimine on küll üleliigne, sest ökoloogilise mõju hindamine arvestab endastmõistetavalt keskkonnategureid, see tuleneb juba ökoloogia tähendusest.) Ka Natura hindamise juhendis (Aunapuu & Kutsar, 2013: 54) on selgelt sõnastatud, et tegemist on ökoloogilise [mõju] hindamisega.⁶⁰

Euroopa Kohus on leidnud,⁶¹ et direktiivi artikli 6 lõike 3 esimest lauset peab tõlgendama järgmiselt:

Iga kava või projekti, mis ei ole otseselt seotud ala katsekorraldusega või ei ole selleks otseselt vajalik, tuleb juhul, kui objektiivse teabe põhjal ei ole välistatud, et sellel on eraldi või koos muude kavade või projektidega nimetatud alale oluline mõju, asjakohaselt hinnata seoses tagajärgedega, mida see ala kaitse eesmärkidele avaldab.

See interpreteering teeb olulise erinevuse KMH ja Natura hindamise algatamise vahel: KMH puhul on algatamise aluseks piisavad tõendid, et kavandatav tegevus võib kaasa tuua olulise mõju, seevastu Natura hindamine tuleb teha alati, kui olulise mõju teke ei ole välistatud. Seega ei tähenda eelhindamine Natura hindamise tähenduses niisuguste tõendite esitamist, mis annavad alust pidada olulise mõju teket küllalt tõenäoliseks, vaid vastupidi – tuleb tõestada, et olulise mõju tekkimine ei ole üldse võimalik (= välistatud). Seda põhjendatakse Natura võrgustikku kuulu-

⁵⁸ Lõige (4) käsitleb loa andmise tingimusi ja hüvitusabinõusid.

⁵⁹ Nt juhendites esitatud kriteeriumid (Euroopa Komisjon, 2005a: 17; Aunapuu & Kutsar, 2013: 55).

⁶⁰ Mõju kaitse eesmärkidele realiseerub ökoloogilise mõju kaudu – kui kaitse eesmärk on liigi (populatsiooni) hea seisund, siis hinnangust selle seisundile järeldub hinnang kaitse eesmärgi saavutatusele.

⁶¹ EK 07.09.2004, C-127/02.

vate objektide erilise tähtsusega, mille tõttu on vaja ettevaatuspõhimõtet jõulisemalt rakendada (Kohtuasi Waddensee, EK 07.09.2004, C-127/02). (Lisaks vt selle kohta osast 5.3 „Algamise vajaduse või mittevajaduse tuletamine normdokumentidest“).

Mil määral on Natura hindamine sisuliselt ühildatud muude ökoloogiliste mõjude prognoosimisega, sõltub konkreetsest olukorrast. On võimalik, et muid eeldatavalt olulisi ökoloogilisi mõjusid ei olegi, samas on võimalik ka olukord, kus Natura aladel avalduv mõju on vaid osa suuremast ökoloogiliste mõjude hindamisest ja seda teeb üks ökoloog, võib-olla isegi sama prognoosimeetodit kasutades.

Sisuliselt ei ole Natura võrgustiku kaitsealade ja kaitstavatele liikidele avalduda võiva ökoloogilise mõju hindamise ühildamiseks KMH raames toimuvate muude ökoloogilise mõju hindamisega mingit takistust, järgides KMH hindamisetappe (joonis 1.3). Silmas tuleb pidada erisusi, mis peale eelhindamise puudutavad suhtlemist, alternatiivide käsitlemist ja tulemuste esitamist; neist protseduurilised on arvesse võetud KeHJS. Natura hindamise integreerimist KMH-sse on eraldi käsitlenud Aunapuu & Kutsar (2013) sellekohases juhendis.

1.6.3. Seos TMH ja SMH-ga

TMH ja SMH on välja kasvanud KMH-st.⁶² TMH on defineeritud kui protseduuride, meetodite ja vahendite kombinatsioon hindamaks poliitika, programmi või projekti potentsiaalseid ja mõnikord mittekavatsetud mõjusid populatsiooni tervisele ning nende mõjude jaotumist elanikkonnas. Sealjuures omistatakse mõistele „tervis“ WHO-d (WHO, 2013) järgides väga avar sisu: „tervis on täieliku füüsilise, vaimse ja sotsiaalse heaolu seisund, mitte ainult haiguse või nõtruse puudumine“. TMH arvatakse käsitlevat ka demograafilisi protsesse, sh migratsiooni, kuritegevust jms, mis ilmselt kuuluvad sotsiaalsete mõjude hulka (O’Mullane & Guliš, 2014). TMH-l on tihe seos ja kattuvus ka terviseriski hindamisega.⁶³

Sotsiaalsete mõjude all mõistetakse väga laia mõjuspektrit – muutusi, mis ilmnevad alljärgnevates aspektides (Vanclay *et al.*, 2015):

- Inimeste eluviis – kuidas nad elavad, töötavad, mängivad ja üksteisega iga päev suhtlevad;
- Kultuur – jagatud uskumused, kumbed, väärtused, keel;
- Kogukond – selle sidusus, stabiilsus, iseloom, teenused;

⁶² TMH kohta vt O’Mullane & Guliš (2014: 91). Mõiste sotsiaalse mõju hindamine (*social impact assessment*) tuli esimest korda kasutusele just KMH-s 1973. a. (<http://mckinseysociety.com/downloads/tools/LSI/The-history-of-social-impact-assessment.pdf>; külastatud 19.12.16)

⁶³ Praktikas on küll nende vahel nähtav rohkem rivaalitsemine kui koostöö, nt Harris-Roxas & Harris (2012) TMH kujunemisloo ülevaates isegi ei maini seda mõjutanud tegurite hulgas paralleelselt kujunenud terviseriski hindamist.

- Poliitiline süsteem – nende elu puudutavates otsustes kaasarääkimise määr, selle demokraatlikkus ja tagatus vahenditega;
- Elukeskkond – õhu ja vee kvaliteet, toidu kättesaadavus ja kvaliteet, riskitase, tolmule ja mürale eksponeeritus, sanitaarsed olud, füüsiline ohutus, ressurside kättesaadavus ja nende kontroll;
- Tervis ja heaolu – täieliku kehalise, vaimse ja sotsiaalse heaolu seisund, mitte ainult haiguse või kehaliste defektide puudumine;
- Isiklikud ja omandiõigused – eriti majanduslik mõjutatus või isiklike õiguste rikkumine;
- Kartused ja püüdlused – kindlustunne, kartus kogukonna tuleviku pärast, kogukonna lootused ja tema laste tulevikuga seotud lootused.

Selles käsitluses on sotsiaalsete mõjude hindajad omakorda arvanud tervisemõjud sotsiaalsete mõjude hulka.⁶⁴ Lisaks peetakse kõiki (loodus)keskkonna mõjusid samaaegselt sotsiaalseteks mõjudeks põhjendusega, et inimesed sõltuvad keskkonnast nii elatusvahendite kui ka füüsilise ja vaimse heaolu poolest (den Broeder & Vanclay, 2014). Sotsiaalsed mõjud ei teki eranditult alles projekti elluviimise ajal ja järel, need tekivad juba koos kuuldustega võimaliku projekti kohta – nt mõju kinnisvara hinnale.⁶⁵

Ülal esitatust on näha, et nii tervise- kui ka sotsiaalse mõju hindajad mõistavad oma valdkonda väga laialt ning on leidnud, et KMH raames käsitletakse neid mõjusid liiga piiratult, keskendudes keskkonna kvaliteedi piirväärtuste arvestamisele (Steinmann, 2000). Tervist laiemas tähenduses on harva käsitletud (Harris & Haigh, 2015). Sama kehtib sotsiaalse (sotsiaal-majandusliku) mõju arvestamise kohta KMH-s.

Millises ulatuses peaks tervise- ja sotsiaal-majanduslikku mõju käsitlema KMH raames, puudub ühtne arusaam ja praktika. Mõnel pool on majandusliku mõju käsitlemine KMH-s selgelt esile toodud – nt Austraalia kaevanduste KMH juhend näeb muu hulgas ette, et hinnata tuleb projekti toimet majanduslike kulude ja majandusliku stabiilsuse ning aktiivsuse tähenduses, samuti taristu ja teenuste kättesaadavuse seisukohalt (Mineral..., 2012). KMH praktikas on näiteid, et käsitletakse ka selliseid karakteristikuid nagu tööhõive määr ja struktuur, majanduskasv, haiguste leviku võimalus, elukvaliteet, sotsiaalne seotus (Ninham Shand, 2007). Mõnel pool on selle all mõeldud mitmesuguste tegevuste ja objektide kättesaadavust (*outdoor access*), mis on seotud puhkusega, haridusega, sotsiaalse suhtlusega ning tervisega (nt Scottish..., 2013).

Kuna TMH ja SMH rakendamise kohustus ei ole enamasti (ka Euroopa Liidus) õigusaktidega määratud, võib nende käsitlemine loamenetluses piirdudagi ainult

⁶⁴ On tehtud ettepanek neid käsitledagi ühiselt nn inimõju hindamisena (*human impact assessment*), kuid laiemat kõlapinda pole see leidnud (den Broeder & Vanclay, 2014).

⁶⁵ See tähendab, et peale füüsiliste, keemiliste ja bioloogiliste tegurite tekitab mõju ka informatsioon. Seda tuleb ette ka ökoloogilise mõju hindamisel, nt inimeste või kiskjate kohalviibimisele viitavate lõhnajälgede mõju loomade käitumisele.

KMH raames tehtuga.⁶⁶ Sellest vaatekohast aitaks tervise- ja sotsiaalse mõju ulatuslikum käsitlus KMH-s olulist informatsiooni andes otsust paremaks teha. Tervise- ja sotsiaalsete mõjude ulatuslikuma käsitlemise poolt KMH raames võrreldes nende eraldi hindamisega (kui see üldse toimub) räägib erinevate mõjude parem integreerimisvõimalus ning hindamise avalikkus.⁶⁷

Samas on paratamatu, et tervise- ja sotsiaalsete mõjude käsitlemisele suurema osakaalu andmisega looduskeskkonna suhteline kaalukus KMH järeldustes ja otsuse tegemisel väheneb. Siin võib ühe või teise vaatekoha pooldamine tuleneda juba sellest, kas KMH-s nähakse tasakaalustatuse (jätkusuutlikkuse) hindamise vahendit, mis peab silmas pidama nii looduskeskkonda, majandust kui ka sotsiaalsfääri, või eeskätt loodushoiu toetajat (looduse advokaati).

Euroopa Liidu tasandil on deklareeritud, et KMH peab käsitlema peale looduskeskkonna komponentide ka elanikkonda, inimeste tervist, materiaalselt vara ja kultuuripärandit (direktiiv 2014/52/EL Art 1, p 3). Direktiiv jätab tõlgitsemisvõimaluse selle kohta, milliseid mõjusid ja millises ulatuses tuleks elanikkonna ja inimeste tervise puhul käsitleda – juba ülaltoodud WHO tervisedefinitsioonist nähtub, et võimalik diapason on väga lai.⁶⁸

Eestis on tervisemõju hindamine keskkonnamõju definitsiooni kohaselt KMH osa (KeHJS § 21), kuid selle tähendus pole selgelt määratletud. KeÜS kommentaarides (Kask jt, 2015: 125) tunnistatakse WHO väga laia määratlust, kuid samas tuuakse esile, et tervisekaitses on kesksel kohal inimese kaitse füüsiliselt otseselt ohustava olukorra eest (viidates põhiseaduse § 28 lg 1 kommentaaridele, kus on ohutu elukeskkonna näitena esitatud kvaliteetset välisõhku, toiduohutust ja ohutut mürataset).

Lisaks tervise kahjustamisele tunnistatakse vajadust arvestada heaolu kahjustamist. Viimase kohta on esitatud näited: mürast põhjustatud stress, juurdepääsu takistamine rohealadele, veevarustuse halvenemine kaevu kuivamise tagajärjel, kodulähedase marjametsa hävinemine jms. Täiendavalt avab võimaliku heaolu kahjustamise sisu puutumuse käsitlus: puutumus (heaoluvajaduse rahuldamine) ei seisne vaid keskkonnaosa kasutamises, vaid võib olla seotud ka muuga, nt teaduslike huvidega, usuliste tõekspidamistega või mõjutatud keskkonnaosa kinnistuna omamisega. Esitatust nähtub, et heaolu väljendused ja sellest tulenev mõju võivad olla väga mitmekesised. Kask jt (2015) nendivad, et heaolu mõiste on ajas muutuv ning see sõltub konkreetse ühiskonna arengutasemest ja võimalustest. Põhimõtteliselt võib heaolu olla käsitletud äärmiselt laias tähenduses – nt OECD on heaolu mõõtmist kirjeldanud järgmiste omaduste kaudu: sissetulek, varanduslik seis, töö- ja elutingimused, pere-

⁶⁶ Välistada ei saa, et neid tehakse arendaja või otsustaja initsiatiivil. Arendaja puhul nt siis, kui see peab silmas nn sotsiaalse loa (*social licence*) kontseptsiooni. (Vt ka osa 3 „Suhtlemine avalikkusega ja huvigruppide kaasamine“).

⁶⁷ Milliseid reageeringuid võib sotsiaal-majanduslike mõjude ebapiisav käsitlemine kaasa tuua, on hästi jälgitav Rail Balticu näitel.

⁶⁸ Võib eeldada, et seda hakatakse edaspidi täpsustama, nt Euroopa Kohtu kaudu.

konnale ja suhtlemisele kulutatav aeg, institutsioonide usaldamise määr, keskkonna kvaliteet ja turvalisus (OECD, 2013).

Sõltuvalt sellest, kuidas nähakse KMH ja TMH (SMH) vahekorda, kujuneb nende integreerimine hindamispraktikas. Põhimõtteliselt on võimalik, et TMH-d ja SMH-d käsitletakse KMH-st täiesti eraldi. Kooskäsitlemine võib piirduda ainult formaalsete protseduuride ühildamisega – nt ühise programmi koostamisega, programmi ja aruande ühise avalikustamisega. Sealjuures toimub TMH (SMH) hindamine eraldatult muude mõjude hindamisest ega ole neist mõjutatud (kuigi tuginetakse samale kavandatava tegevuse kirjeldusele, võimalik et ka mõjutatava keskkonna kirjeldusele).

Sisuline integreerimine algab käsitlusala integreeritud määramisega: sotsiaalsed ja tervisemõjud realiseeruvad füüsilistes, keemilistes ja bioloogilistes keskkonnanõkomponentides (nt õhu ja vee kvaliteet) avalduvate mõjude kaudu, s.t peamiselt kaudsete mõjudena. Integreeritud käsitluse väljenduseks oleks mõjuahelad/võrgud, mis seoksid erinevaid keskkonnanõelemente ning viiksid inimese tervise ja heaoluni. Niisugusel juhul oleks seotud erinevate mõjude hindamine – nt vee- ja õhukvaliteedi prognoosid on aluseks tervisemõju (riski) hindamisel. Viimane integreerimisaste oleks alternatiivide võrdlemine erinevate mõjude alusel.

1.6.4. Seos KRH-ga

Keskkonnariski hindamine,⁶⁹ mis sai nagu KMH-gi alguse USA-s, ühendab endas terviseriski⁷⁰ ning õkoriski hindamist. Tavaliselt liidetakse selle mõiste alla ka õnnetusjuhtumitega seotud riskide käsitlemine (riskianalüüs), kuigi viimase arengulugu on olnud erinev. KRH ja KMH käsitlusalaad kattuvad osaliselt (tabel 1.1).

Kuigi KMH ja KRH areng on toimunud rööbiti, on omavahelisi kontakte olnud vähe. Erinevalt KMH-st pole KRH levik toimunud õigusaktide jõul, vaid peamiselt asjaomaste institutsioonide algatusel.⁷¹ Sellest tuleneb nende oluline erinevus: KMH-s on suur tähelepanu hindamise reguleerimisel, KRH-s aga hindamise sisul.

KMH praktikas on riskihindamist kasutatud peamiselt kaht liiki projektide puhul: 1) objektid, kus käideldakse ohtlike aineid, mistõttu KMH raames tuleb käsitleda võimalike õnnetusjuhtumite teket (plahvatused, tulekahjud, ohtlike ainete vallandumine) ja nende tagajärgi, ning 2) objektid, mis oma tehnoloogiast tulenevalt nor-

⁶⁹ Keskkonnariski hindamist on käesolevas töös mõistetud selle tavapärasest tähendusest kui tegevust, millega hinnatakse riskiallikast lähtuva mõjuri poolt mingile keskkonnanõaosale (keskkonnanõkomponendile) ja/või viimaste kaudu inimeste tervisele või varale (sihtobjektile/retseptorile) tekitatava negatiivse mõju tõsidust ja tõenäosust.

⁷⁰ Terviseriski hindamine kattub sisult tervisemõju hindamisega, kuid esimene on keskendunud ohtlikest kemikaalidest põhjustatud riski hindamisele ja on selleks välja arendanud hindamismeetodid.

⁷¹ On erandeid, nt ohtlike ettevõtete riskianalüüs, mille rakendamist nõuab Euroopa Liidus Seveso direktiiv, samuti GMO-de riskianalüüs.

maalse tegevuse osana suunavad keskkonda ohtlikke aineid (heitmeid). Mõlemat liiki hindamise jaoks on olemas spetsiifilised meetodid – vastavalt ettevõtte riskianalüüs ja terviseriski hindamine;⁷² ökoriski hindamist on KMH-s rakendatud harva.

Tabel 1.1. Keskkonnamõju ja keskkonnariski hindamise võrdlus

Omadus	KMH	KRH
Rakendatavus	Kavandatavate tegevuste (projektid, strateegilised planeerimisdokumendid jms) keskkonnamõju hindamine. Reeglina käsitleb normaalse tegevuse tagajärgi, õnnetusjuhtumite käsitlemisel kaasatakse riskianalüüsi tegijad.	Nii varasema, käimasoleva kui ka kavandatava tegevusega kaasnevate riskide hindamine. Hõlmab nii normaalse tegevuse kui ka intsidentide ja õnnetustega kaasnevaid riske – s.t nii tagajärgi kui ka nende tõenäosust.
Rakendamise vajaduse kindlaksmääramine	Reguleeritud õigusaktidega kas otse (kohustuslikud KMH objektid) või kaalutlusotsuste tegemise korra kaudu.	Peamiselt vabatahtlik, kuid mõnel juhul, nt tööstuskemikaalide või GMO-de kasutusloa saamiseks ja ohtlikel ettevõtetel õigusaktidega kohustuslik.
Hindamiskäik	Enamasti õigusaktidega täpselt reglementeeritud.	Enamasti vaba, mõnel puhul, nt tööstuskemikaalide turule lubamise aluseks olev KRH on reglementeeritud.
Huvigruppide kaasamine	Reeglina rangelt nõutav õigusaktidega ettenähtud korras.*	Soovitav kui asjakohane – sõltub konkreetsest KRH-st.
Alternatiivide käsitlemine	Reeglina käsitletakse.	Käsitletakse, kui vajadus tuleneb KRH eesmärgist.
Rakendatav erinevate aja- ja ruumimastaapide nähtuste käsitlemiseks	Jah, suurem eristamine KMH ja KSH põhjal.	Jah, võimalik mis tahes mastaabi valik lokaalsest kuni globaalseni.
Määramatuse käsitlemine	Kui vajadust ka tunnistatakse, siis praktikas valdavalt tähelepanuta.	Selgelt nõutud. Pööratakse suurt tähelepanu.
Hindamise sisuline käik (metodoloogia)	Mõned organisatsioonid on koostanud juhendeid, on mõned asjakohased raamatud, erialaajakirjades käsitletakse.	Võrreldes KMH-ga palju mahukamad ning detailsemad juhendid, palju arvukamalt asjakohast teoreetilist kirjandust.
Hinnatav suurus	Keskkonnamõju	Keskkonnarisk, mis hõlmab nii mõju kui ka selle tekkimise tõenäosust.

⁷² See kattub sisuliselt osaga tervisemõju hindamisest, kuid teeb seda selleks välja arendatud meetodi-ka alusel.

Direktiiv 2012/18/EL ja seda Eestis ellu viiv kemikaaliseadus nõuavad, et ohtlikel ettevõtetel oleks tehtud riskianalüüs ning selle alusel koostatud tegutsemiskavad riskide ohjamiseks. Kui kavandatav tegevus kuulub kemikaaliseaduse kohaselt riskianalüüsi kohustuslike käitiste hulka, tuleb riske käsitleda nii KeHJS kui kemikaaliseaduse alusel. Õnnetusjuhtumitest tulenevate riskide käsitlemist KMH-s näeb ette direktiiv 2011/92/EL (III lisa).

On arvatud, et kliimamuutusega kaasneb mitmesuguste ekstreemsete loodusnähtuste (sademed, tormid, üleujutused) sagenemine, mis võivad kavandatud projektis vahetult või kaudselt esile kutsuda õnnetusjuhtumeid ja hädaolukordi. Sellisel viisil tekkivate riskide hindamist on peetud vajalikuks KMH raames (EC, 2013a). Nende käsitlemiseks sobivad riskianalüüsi meetodid (EVS-EN 31010:2010). Tavapärast alustatakse riskianalüüsi sisemistest teguritest, kas tehnilisest rikkest või inimeste valesst tegutsemisest. Seda laadi riskide käsitlemise vajadust KMH-s on mainitud ka direktiivis 2014/52/EL (seletuspunkt 15).

Põhjalikuma ülevaate KRH-st ja selle ühildamisest KMH-ga annab Pöder (2015).

1.6.5. Seos KSH-ga

KSH direktiiv ja KMH on mõeldud teineteist täiendama,⁷³ jättes KSH-le strateegiliste otsuste keskkonnamõjude käsitlemise ning KMH-le neid konkreetselt ellu viivate füüsiliste tegevuste keskkonnamõjude hindamise. Kuna ka strateegilised planeerimisdokumendid on erineva üldisusastmega, kujuneb hierarhiline süsteem, milles iga üldisema astme dokument ja selle KSH loob tausta ja piirangud sellest järgmisel alumisel astmel oleva planeeringu ja selle mõju hindamise jaoks; selle süsteemi madalaim aste planeerimises (ja KSH-s) on detailplaneering, millest viimasele, madalaimale hierarhiatasemele jääb projekt (ja KMH). Sellisel viisil peaks tekkima eri tasemete tegevuste vaheline seos (*tiering*).

W. Sheate jt (Sheate *et al.*, 2005) on leidnud, et mõnikord võib olla problemaatiline, kas tegemist on projektiga, mille puhul tuleks rakendada KMH-d, või programmiga, mille puhul tuleks algatada KSH. Seda tingib asjaolu, et programmi all mõistetakse mitut projekti, kuid samas võivad nad olla käsitletavad kui ühe suurema projekti komponendid. Sealjuures võivad nad olla eri liiki ja neil võivad olla erinevad arendajad (vt ka osa 5.3 „Algatamise vajaduse või mittevajaduse tuletamine normdokumentidest“).

KMH seos KSH-ga võib tekkida ka juhul, kui projektiga kaasneb maakasutuse planeerimine ning planeering (ja KSH) tuleb teha enne projekti jaoks lubade taotlemist. Kui detailplaneeringuga kavandatakse tegevusi, mille puhul on KMH sea-

⁷³ Algselt oli mõeldud ühe direktiiviga katta nii projekte kui ka strateegilisi planeerimisdokumente. Nende võimalikku ühildamist tulevikus on mainitud Euroopa Komisjoni aruandes (Euroopa Komisjon, 2009).

dusest tulenevalt kohustuslik või mille KMH algatamine põhineb eelhindamisel,⁷⁴ tuleb KeHJS § 33 kohaselt algatada detailplaneeringu KSH. Sellise KSH üldisusaste ehk strateegilisus on piiratud, ja kui hindamine toimub KMH-le omase detailsusega, siis ei eristu see sisuliselt KMH-st – olles projekti täpsusega KSH-na üleminekuvorm projekti tasandi KMH ja n-ö päris strateegilise tasandi KSH vahel.

Osa suurte projektide keskkonnamõju hindamisest – olulise ruumilise mõjuga ehitiste asukoha valimine – on planeerimisseadusega antud KSH käsitluse alla. Nende objektide asukoha eelvalik toimub riigi eriplaneeringu ja kohaliku omavalituse eriplaneeringuga.⁷⁵ Viimane hõlmab ehitisi, mis on loetletud Vabariigi Valitsuse 01.10.2015 määruses nr 102 „Olulise ruumilise mõjuga ehitiste nimekiri”.

KSH mõju kavandatavale tegevusele ja KMH-le seisneb selles, et KSH tulemused väljenduvad strateegilise tasandi dokumendis piirangute või kriteeriumidena projektile, mida KMH-s tuleb silmas pidada. KSH tasandil käsitletud mõjusid täpsustab KMH.

1.6.6. Seos organisatsiooni keskkonnajuhtimisega

Organisatsioonide keskkonnajuhtimise olemuseks on kontroll oma oluliste keskkonnaaspektide üle. Viimased on defineeritud kui tegevuse, toote või teenuse element, mis võib keskkonnaga koosmõjus olla. Keskkonnaaspekti olulisuse määrab selle (s.t keskkonnaaspekti) tekitatud või võimaliku keskkonnamõju olulisus. Keskkonnajuhtimissüsteemi alus on selgitada välja olulised keskkonnaaspektid ning hoida nende register ajakohasena. Sealjuures peab organisatsioon arvesse võtma ka planeeritavaid arendusi – nii olemasolevate tegevuste muutmist kui ka uusi tegevusi (ISO 14001:2015, p. 4.3.1).⁷⁶ Seega on endastmõistetav, et KMH käigus tuvastatud oluliste tegevuste põhjused ongi keskkonnajuhtimise terminoloogias olulised keskkonnaaspektid. Järelikult peaksid KMH tulemused olema otseselt integreeritud keskkonnajuhtimissüsteemi keskkonnaaspektide registrisse ning selle kaudu teistesse süsteemielementidesse, nagu tegevuskavad, teabevahetus, toimimisohjed, seire ja mõõtmine, vastavuse kontrollimine, korrigeeriv ja ennetav tegevus jt. See tähendab, et organisatsioon, mis rakendab keskkonnajuhtimissüsteemi, integreerib ka KMH mõistes järeldoimingud täielikult oma keskkonnajuhtimissüsteemiga (vt osa 8.2 „Järeldoimingud”).

Keskkonnaaspektide kindlakstegemisel on oluline kriteerium kontrollitavus, s.t et organisatsiooni keskkonnaaspektiks saab pidada ainult neid aspekte, mida orga-

⁷⁴ Vt lisaks osast 5 „KMH algatamine”.

⁷⁵ Ptk 4 ja 7.

⁷⁶ Organisatsioonide keskkonnajuhtimissüsteemide loomisel lähtutakse kõige sagedamini standardist ISO 14001, mistõttu järgnevalt on lähtutud just sellest. Põhimõtteliselt kehtib sama ka muude standardite, nt EMAS puhul, kuna viimase sisu ongi ISO 14001.

nisatsioonil on võimalik mõjutada. Siit omakorda tuleneb, et üks ja seesama KMH võib olla integreeritud mitme organisatsiooni keskkonnajuhtimissüsteemi: nt ehitusaegsete mõjudega seotud keskkonnaaspektid ehitusorganisatsiooni keskkonnajuhtimisse, käitamisaegsed keskkonnaaspektid objekti juhtiva organisatsiooni keskkonnajuhtimissüsteemi.

Senises praktikas paistab KMH ja keskkonnajuhtimise integreerimine olevat piiratud. Eesti olusid käsitleva ülevaate (Pöder, 2005) andmetel ei olnud ühelgi 22-st ISO 14001 nõuetele vastavuse sertifitseerimist taotlenud ettevõttel skeemi, kuidas KMH tulemusi integreerida oma keskkonnajuhtimissüsteemi; halvemal juhul polnud ehitusfirmadel isegi informatsiooni, et ehitatava objekti kohta on tehtud keskkonnamõju hindamine, mis käsitleb ka ehitusaegseid mõjusid. 2012. aastal Suurbritannias tehtud uuring näitas, et ainult kaks firmat üheksast väitis olevat integreerinud KMH oma keskkonnajuhtimissüsteemi (Hollands & Palframan, 2014).

Põhiroll KMH integreerimisel kavandatava tegevusega seotud organisatsioonide keskkonnajuhtimisse lasub arendajal. Et see toimuks, tuleb keskkonnamõju hindamise kaasata arendaja organisatsiooni keskkonnajuht või keskkonnajuhhi funktsioone täitev töötaja,⁷⁷ kes vajaduse korral edastab KMH tulemused ehitajatele ja teistele lepingupartneritele.

1.7. Kokkuvõte

KMH kontseptsioon on alates tekkest olnud muutumises ning selle raames on sündinud mitmeid käsitlusi. Need on saanud alguse osalt juba maailmavaatelistest ja filosoofilistest kontseptsioonide erinevustest, nt nn ratsionalistlik *vs.* postmodernistlik lähenemine. Neist omakorda tulenevad erinevad arusaamised KMH eesmärgist, avalikkuse kaasamisest ning KMH tulemuslikkuse üle otsustamisest. Erinevused on ka KMH käsitlusala mõistmises: üks osa mõistab seda laialt, nii et peale looduskeskkonna hõlmab see ka sotsiaal-majanduslikku keskkonda, teised piirduvad peamiselt looduskeskkonna ning inimeste tervise käsitlemisega – kusjuures ka viimasele omistatav sisu varieerub suures ulatuses. Sellest tulenevalt nähakse erinevalt ka KMH ja teiste keskkonnakorralduse instrumentide vahekorda. Lõpuks sõltub teoreetilistest põhimõtetest ka see, milliseks peetakse alternatiivide osa KMH-s. Euroopa Liidus on direktiivide toel rakendatud ratsionalistlik arusaam (KMH kui otsuse parandamise vahend) ja keskkonna mõistele jäetud tõlgitsemisvõimalusi. Eesti on järginud ratsionalistlikku suunda ning keskkonna suhteliselt kitsast käsitlust, määratledes keskkonna looduskeskkonna ja sellele lähedase tehiskeskkonnana, kuid keskkonnamõju hulka arvanud ka inimese tervise ja heaolu.

⁷⁷ Sertifitseeritud/akrediteeritud juhtimissüsteemi puhul on see alati määratud.

2. Keskkonnamõju olulisuse käsitleused

2.1. Taust

Mis tahes tegevus põhjustab keskkonnas muutusi, s.t keskkonnamõju. KMH ei pea tegelema ega saa tegelda kõigi keskkonnamõjudega, see on ellu kutsutud tegelema oluliste mõjudega, eeskätt oluliste ebasoodsate (negatiivsete) mõjudega. Seetõttu on mõju olulisuse/ebaolulisuse hindamine KMH-s fundamentaalse tähtsusega. Sellel põhineb juba KMH algatamisvajaduse üle otsustamine – KMH algatatakse tegevustele, millel eeldatavasti on oluline ebasoodne keskkonnamõju, nende mõjude karakteristikuid tuleb KMH käigus prognoosida, prognoositud mõjude olulisust hinnata ja tegevusvariantide olulisi mõjusid omavahel võrrelda. Kui olulisuse tähendus on ebaselge, pole KMH käik läbinähtav. Kui osapooltel puudub jagatud arusaam sellest, mida tähendab olulisus ja millel põhineb piiri tõmbamine ebaolulise ja olulise mõju vahele, on takistatud sisuline arutelu olulisuse üle ja teadlikud kokkulepped.

Mõju olulisust hindavad KMH erinevates etappides erinevad osalised: kui KMH algatatakse eelhindamise alusel, teeb seda otsustaja.⁷⁸ KMH käsitusala määramisel on kaasatud kõik osapooled, sh avalikkus. Järgnevas hindamise käigus kuni aruande eelnõu esitamiseni tegelevad sellega eeskätt eksperdid, võimalik et ka huvipooled. Samas suunas – eelhindamiselt kuni KMH järeldesteni – kasvab hindamise põhjalikkus.

Silmas pidades olulisuse käsitlemise tähtsust KMH-s on üllatav, et 15 viimase aasta jooksul on korduvalt tõdetud, et selle käsitlemisel puudub üksmeel ja valitseb ebaselgus (nt Duinker & Beanlands, 1986; Sippe, 1999; Lawrence, 2007a, 2007b, 2007c; Lyhne & Kornov, 2013; Ehrlich & Ross, 2015).

Järgnevalt on esitatud ülevaade keskkonnamõju olulisuse käsitlesest teaduskirjanduses, juhendites ning KMH praktikast võetud näidetena.⁷⁹

⁷⁸ Võib soovi korral kaasata konsultante; kui on kahtlus, et mõju võib avalduda kaitstaval loodusobjektil, peab konsulteerima kaitstava objekti valitsejaga (KeHJS § 11 lg 10).

⁷⁹ Mõned mahukad KMH metodoloogia allikad, nt Glasson *et al.* (2012) ei käsitle mõju olulisuse määramist üldse või teevad seda üpris põgusalt (nt Scottish..., 2013).

2.2. Olulisuse defineerimine

2.2.1. Defineerimise põhimõtted ja praktika

Keskkonnamõju olulisuse käsitlemisel tuleb lähtuda selle mõiste tähendusest – keskkonnamõju on keskkonnas toimuv muutus.⁸⁰ Seega on küsimus selles, mis teeb muutuse oluliseks. KMH metodoloogikirjanduses ning õigusaktides on mõju olulisuse defineerimiseks käibel kaks põhimõtteliselt erinevat viisi:

- üldisemate mõistete kaudu;
- olemuslike tunnuste kaudu.

Üldisemad mõisted, millele olulisuse määratlemisel tuginetakse, on „taluvusvõime“, „terviklikkus“,⁸¹ „looduslik tasakaal“ jms. Need on seotud süsteemi omadustega, nagu struktuur ja funktsioneerimine. Ka süsteemi tasandil toimuvad kvalitatiivsed muutused on seotud seda moodustavates elementides ja nendevahelistes seostes toimuvate muutustega, mida esmalt saab iseloomustada omaduste kaudu, millest lähtutakse teist tüüpi definitsioonides. Seega täiendavad eri lähtekohtadel rajanevad definitsioonid üksteist.

Teist tüüpi definitsioonide puhul esitatakse olulisuse sisu omaduste (tunnuste) kaudu, mis määravad olulisuse tähenduse, ning selle abil, millel olulisuse mõõtmine põhineb. Milliseid omadusi tuleks arvesse võtta, selles siiani üksmeelt pole. Esitatud on erinevaid omaduste kogumeid, mis kattuvad vaid osaliselt (tabel 2.1).

Tabel 2.1. Mõju olulisust iseloomustavad omadused

Kriteerium	Principles..., 2003	Anjaneyulu & Manickam, 2011	Mineral..., 2012	Scottish..., 2013	Direktiiv 2014/52/EL	CIEEM, 2016
Liik/laad/tähtsus		+			+	
Suurus	+	+	+	+	+	+
Levik/ulatus	+	+	+	+	+	+
Pööratavus/pöördumus	+		+	+	+	+
Ajastus				+		+

⁸⁰ Kuigi metodoloogikirjanduses on valdav seisukoht, et KMH raames tähendab mõju muutust keskkonnas (= tagajärge), mille esilekutsuja on kavandatavas tegevuses, kasutatakse „mõju“ mõnikord kavandatava tegevuse osa tähenduses. Nt Natura hindamise juhendis (Euroopa Komisjoni..., 2005a: 19) on projekti mõju kirjelduses selle suuruse ja ulatuse näiteks esitatud kavandatava tegevuse kaugus Natura alast, mitte muutus (mõju), mida tegevus Natura alal tekitab.

⁸¹ Olulise mõju määratlemine ja mõõtmine terviklikkuse kaudu on kesksel kohal nn Natura hindamisel, kuna terviklikkuse arvestamise vajadus on Euroopa Kohtu seisukoht (EK 07.09.2004, C-127/02).

Kriteerium	Principles..., , 2003	Anjaneyulu & Manickam, 2011	Mineral..., 2012	Scottish..., 2013	Direktiiv 2014/52/EL	CIEEM, 2016
Kestus	+	+	+	+	+	+
Sagedus		+		+	+	+
Intensiivsus/tugevus	+		+		+	
Tekke kindlus			+			
Vastavus normidele			+			
Lisainfo vajadus			+			
Tõenäosus/risk	+	+	+	+	+	
(Mõjutatavate alade) tundlikkus			+	+		
Mõju inimestele			+			
Piiriülesus				+	+	
Sekundaarsete ja kumu- latiivsete mõjude teke	+				+	
Määramatus	+					
Erimeelsused	+					
Avalikkuse huvi			+			
Vähendamise võimalus		+			+	

Eestis defineerib keskkonnamõju olulisuse KeHJS § 2²: *Keskkonnamõju on oluline, kui see võib eeldatavalt ületada mõjuala keskkonnataluvust, põhjustada keskkonnas pöördumatuid muutusi või seada ohtu inimese tervise ja heaolu, kultuuripärandi või vara. See definitsioon on kombinatsioon kahest lähenemisest: keskkonnataluvuse ja ohu kui üldisemate mõistete kaudu defineerimisele on lisatud muutuste pöördumatus kui konkreetne ajamõõde.*

2.2.2. Probleemid mõju olulisuse defineerimisel

Keskkonnamõju olulisuse defineerimisel üldisemate mõistete kaudu, nagu keskkonnataluvus, looduslik tasakaal ja terviklikkus (*integrity*), võib tekkida omakorda raskusi nende mõistete defineerimise ja mõõdetavaks tegemise jaoks.⁸² Sellised mõisted viitavad kvalitatiivsele muutusele, millel peaks olema teoreetiline alus – *keskkonnataluvuse* puhul eelkõige ökoloogiaalane.⁸³ Ilma nende mõistete sisu avamata ja põhjendamata (nt mida keskkonnataluvus tähendab ja milles selle ületamine seisneb) taandub üldisemate mõistete kaudu antud olulisuse hinnang ekspertarvamuseks, mis tugineb selle esitaja professionaalsele autoriteedile (erialaspetsialist või ametnik), mitte sisulisele argumentatsioonile.

Tabelist 2.1 nähtub, et olulisuse hindamiseks pakutud kriteeriumikogumid on väga erinevad, arvukate kriteeriumide hulgas on kõigile ühised vaid mõned. Paljudes kriteeriumide kogumites puudub metodoloogia teaduskirjanduses esinev olulisuse kriteerium „mõju tähtsus“, kuid osaliselt võivad seda katta mõned teised kriteeriumid, nt vastavus normidele (direktiivis võiks sellele ligikaudu vastata mõju laad). Mõne tunnuse asjakohasus on küsitav – nt eri mõjurite või mõjuallikate või toimetede kaudu esile kutsutud mõjude liitumine (kumulatiivsus) pole eriline mõju omadus, mis vajab eraldi mõõtmist. See on väljendatav mõjude suuruste ja ruumimõõtmete kaudu, tavaliselt nende liitumise teel (nt ühesuguse toimemehhanismiga toksiliste ainete poolt esile kutsutud kumulatiivse mõju või riski arvutamine).

Erinevate kriteeriumide kogumite võrdlemist raskendab asjaolu, et sageli omistatakse omadustele erinev tähendus või jäetakse kasutatud terminid defineerimata, nii et tähendusest saab ettekujutuse vaid konteksti kaudu. Kattuvad kriteeriumid on mõju suurus ja keskkonna tundlikkus (täpsem oleks teatava keskkonnaelemendi tundlikkus), mis on omavahel korrelatsioonis – kui mõista keskkonna tundlikkuse all seda, kui palju ta reageerib mõjurile, s.o tundlikumas objektis, nt loomaliigis kutsub sama tegur esile suuremat mõju kui vähemtundlikus (Kværner *et al.*, 2006). Seetõttu saab objekti tundlikkuse alusel teha järeldusi eeldatava mõju suuruse kohta.⁸⁴ Samas on tundlikkusele omistatud hoopis avaramat tähendust (joonis 2.1).

Ähmase sisuga, kattuvate ja erineva hierarhiataseme kriteeriumide süsteemitu kasutamine on ilmselt üks KMH-s keskkonnamõju olulisuse diskursust segav asjaolu. KMH praktikas tekitab see ohu, et asjaosalised kasutavad mõju olulisuse kohta seisukohtade võtmisel mõisteid, mille sisu nad ei mõteta või annavad üheskoos kasutatavatele mõistetele erineva sisu. See tähendab sisulise diskussiooni asendamist veenmisega või jõupositsioonilt lähtumisega. Teiselt poolt võib see tekitada ka eksliku tunde, et on jõutud ühisele arusaamisele, kuid edasise hindamise käigus selgub, et see nii ei olnud.

⁸² Nt *Integrity* on kategooria, mis sisuliselt vastab organismi tasandil tervisele (Treweek, 1999: 202). Seda mõõdetakse arvukate näitajate kaudu.

⁸³ Sel põhjusel on üldisemate mõistete kaudu mõju olulisuse definitsioonid vähe levinud ja jäänud pigem deklaratiivseks, mitte praktikas rakendatavaks.

⁸⁴ Keskkonnariski hindamises vastab sellele eksponeerituse-mõju seose iseloomustus.

2.2.3. Kriteeriumide korrastamine

Keskkonnamõju olulisuse üle arutlemise sisukust aitab parandada olulisuse kriteeriumide korrastamine. Järgnevalt on esitatud selle võimalik viis, mis lähtub järgmistest põhimõtetest: 1) kuna keskkonnamõju on defineeritud kui keskkonnas toimuv muutus, siis peab mõju olulisuse üle otsustamine silmas pidama just nimelt **muutuse** omadusi;⁸⁵ 2) kuna muutus on väga üldine kategooria, siis peaksid need omadused olema põhimõtteliselt kohaldatavad mis tahes muutustele; 3) see omaduste kogum peab vastama järgmistele tingimustele: omadused peaksid olema üheselt mõistetaavad, sõltumatud, ei tohiks sisult kattuda ning üheskoos peaksid need olema piisavad mõju (muutuse) iseloomustamiseks. Niisugused, mis tahes muutust iseloomustavad põhikriteeriumid on järgmised:

- tähtsus (*importance*);
- suurus (*magnitude*);
- ruumiline ulatus/ressursikasutus, mõjutatavate sihtobjektide hulk;
- ajamõõde (mis võib olla väljendatud nii mõju kogukestuse kui ka selle esinemissageduse kaudu).

Mõju tähtsus väljendab mõjutatavale objektile ning selle muutuvale *omadusele* omistatavat väärtust. Just selle kriteeriumi kaudu tuleb keskkonnamõju hindamisse vältimatult subjektiivne väärtushinnang kas ühiskonnas üldiselt aktsepteeritud või ka gruppide või üksikisiku hinnangutena.

Väärtushinnangu andmine algab sellest, et mõjutatavat objekti üldse niipalju väärtustatakse, et selles toimuvat muutust peetakse vajalikuks arvestada. Ka väärtustatud objektid pole üheväärsed – inimest peetakse väärtuslikumaks kui teisi olendeid. Loomastiku käsitlemisel on tavaliselt objektiks populatsioon (mõju iseloomustatakse populatsiooni dünaamika kaudu) mitte üksikisend. Samas on väga väärtustatud liigi (= range kaitse all oleva) puhul olulised ka üksikindiviidid.

Peale mõjutatava objekti tähtsuse sõltub mõju tähtsus muutuvale omadusele omistatavast tähtsusest: inimese tervise kahjustamine on (inimeste jaoks) kindlasti olulisem kui tema rahulolu maastiku esteetilise väärtusega. Olulise objekti iga omadus ei tarvitse olla oluline.⁸⁶

Objekt ja tema omadused võivad olla olulised ka ainult seepärast, et nad on lüli mõjuahelas, mis viib esmasest mõjust olulise sihtobjektini. Mõju tähtsus võib tuleneda tema poolt esile kutsutavatest kaudsetest mõjudest, väljendades summaarselt nende olulisust.⁸⁷ Nt võib veetaseme ühesuurune langus sügavas ja järskude kallas-

⁸⁵ On ka käsitlusi, mis mõistavad mõju kui seda põhjustava teguri ja mõjutatava objekti tundlikkuse funktsiooni ($Impact = Effect \times Sensitivity$) (vt Jacob *et al.*, 2016 ja nn regionaalse ökoriski hindamist Pöder (2015).

⁸⁶ Pole tähtis, mis värvi on kass, tähtis on, et püüab hiiri (Hiina liider Deng majandusreformist).

⁸⁷ Eelistada tuleks kaudsete mõjude selget esitamist, mitte nende käsitlemist ebamäärase kogumina.

tega järves olla ebaoluline, samas kui see madalaveelises ja laugete kallastega järves võib olla oluline, kuna selle kaudseks mõjuks on põhjataimestiku vohamine ning järve kinnikasvamine. Objekte ja omadusi, mida ei väärtustata, KMH ei käsitle. Väärtus (tähtsus) sõltub konkreetsest olukorrast.⁸⁸ Mida väärtuslikum objekt ja tähtsam omadus muutub, seda olulisem on mõju.

Otsitakse vastust küsimusele: kelle/mille ja millise omaduse muutusega on tege mist (milles muutus seisneb)?

Mõju suurus iseloomustab vaadeldava objekti (keskkonnaelemendi) omaduse muutuse suurust. Sellised omadused on kõigepealt käsitletava objekti olemasolu (nt mingi loomaliigi esinemine ja tema arvukus või kadumine, elupaiga killustatus, õhu ja vee kvaliteedinäitajad jms). Mõju on seda suurem, mida tundlikum on keskkonnaelement mõju esile kutsuva teguri toimele. Muutuse mõõtmisel on aluseks 0-alternatiivile vastav suurus. Mida suurem on muutus, seda olulisem on mõju.

Otsitakse vastust küsimusele: Kui palju muutub?

Ruumiline/mõjuala ulatus või mõjutatud objektide hulk iseloomustab ala, milles muutus esineb. See võib olla liigendatud tsoonideks vastavalt muutuse suurusele. Ala asemel võib olla mingil alal esinev mõjutatavate objektide hulk, nt inimeste arv, kes jäävad õhusaaste levikualale või kelle elukvaliteet halveneb muul moel. Mida suuremat ala või objekte muutus hõlmab, seda olulisem see on.

Otsitakse vastust küsimusele: Kui suurel alal/kui paljudes objektides muutused tekivad?

Ajamõõdet iseloomustab kestus – kas mõju on lühiajaline (nt ehitusaegne müra ja tolm) või kestab (nt tuulikupargi müra), samuti selle sagedus (nt pealmaakaevanduse puhul lõhkamiste müra) ja pöördumus – kas mõju esile kutsunud põhjuse kadumisel mingi aja jooksul endisele lähedane olukord taastub ise või on taastatav.⁸⁹ Kestev ja pöördumatu mõju on olulisem kui lühiajaline ja pööratav. Pöördumatusest ei piisa, et mõju oleks kvalifitseeritav oluliseks.

Otsitakse vastust küsimusele: Kui kaua muutus kestab?

Ülal loetletud omadused on otsesed mõju olulisuse kriteeriumid. Need on olemasolevate mõjude puhul mõõdetavad kas objektiivsete suurustena (mõju suurus, ruumiline ulatus, ajadimensioon) või subjektiivse hinnanguna (mõju tähtsus) nt küsitlustega.

⁸⁸ Nt tavaliselt ei käsitle KMH kavandatava tegevuse mõju pinnase mikrofloorale, s.t seda ei peeta seadavõrd oluliseks, et vääriks käsitlemist. Antarktikas toimivate tegevuste korral tuleb seda kindlasti käsitleda, sest sealsete ökosüsteemide spetsiifika tõttu võib inimtegevus mikrofloorat kergesti mõjutada määral, mis põhjustab sealsetes ökosüsteemides suuri muutusi.

⁸⁹ Pöördumatuse tähendus on KMH kirjanduses täpsustamata. Võiks olla otstarbekas eristada põhimõtteliselt pöördumatut mõju, nt mõne liigi väljasuremist (eeldades, et geenitehnoloogia ka selles kunagi muutust ei too) ning pikaajalist taastumist, nt maha võetud metsa asemel kasvab aja jooksul uus. Veehoidla rajamine võib tunduda maastikul pöördumatu mõjuna, kuid vajaduse korral on võimalik endine olukord taastada (nt paisude likvideerimine).

Loetletud kriteeriumide hulgas puudub „mõju tekke tõenäosus”. Põhjuseks on asjaolu, et mõju olulisust määravad omadused ei tohiks sõltuda sellest, kas mõju oli, on või alles tuleb.⁹⁰ Kui mõju veel ei ole, vaid selle tekkevõimalust alles prognoositakse, tuleb täiendava tegurina arvestada tekke tõenäosust, v.a olukorrad, kus mõju ilmumine on absoluutselt kindel (mida võib käsitleda tõenäosusena 1,0 või 100%). KMH puhul on viimase näiteks ehitisele ette jääva objekti hävimine ehitusprojekti alusel.

Mõistel „tõenäosus” võib KMH raames olla mitu tähendust: 1) objektiivne ehk statistiline tõenäosus, mis põhineb vaatlusandmetel, 2) subjektiivne tõenäosus, s.o sisuliselt eksperthinnang, mis väljendab hindaja kindlust toimuva suhtes⁹¹ ning 3) võimalikkus.⁹² Tõenäosust võidakse käsitleda ka kvalitatiivselt. Kui tegemist on mõjuahelaga, siis selle lõpus (sihtobjektis) ilmneva mõju tõenäosus kujuneb üksiksündmuste tõenäosuste kaudu.

Otsitakse vastust küsimusele: Kui kindel on, et see juhtub?

Keskkonnamõju hindamisel on tegemist olukorraga, kus mõju vahetult mõõta pole võimalik, selle karakteristikute (tähtsus, suurus jt) üle saab otsustada kaudselt, mõju põhjustaja (kavandatava tegevuse elementide) ning mõjutatavate keskkonnakomponentide omaduste ning nende vaheliste seoste alusel. Sealjuures tuleb silmas pidada, et igasugusele prognoosile on olemuslik teatav määramatus, mis osalt tuleneb andmete puudulikkusest, seoste tundmise puudulikkusest, kuid võib olla ka süsteemidele olemuslik, s.t seda ei saa täiendavate teadmiste lisamisega elimineerida. Seda väljendavad täiendavad kriteeriumid „tekke kindlus” ja „määramatus”.

Kui mõju tähtsuse, suuruse, ulatuse ja kestuse all mõista mõju tõsidust ning mõju olulisuse hindamine seisneb mõju tõsiduse ja selle tõenäosuse hindamises, siis kattub keskkonnamõju hindamise tähendus keskkonnariski hindamisega.⁹³ Mõju (õieti oleks korrektsem „risk”) on seda olulisem, mida tõsisem on tagajärg ja suurem selle tekke tõenäosus.

Kriteeriumide hierarhia. Lisaks tabelis 3.1 toodud n-ö ühetasandilistele kriteeriumkogumitele on viimastel aastatel esitatud nende mitmetasandilisi (hierarhilisi) kombinatsioone. Neist detailseim, mis on töötatud välja Soomes Euroopa Liidu Life+ projekti IMPERIA (IMPERIA, 2015) raames, lähtub multikriteeriumanalüüsi põhimõttest ja on mõeldud keskkonnamõju olulisuse mõõtmiseks. See on esitatud osas 2.3.4 „IMPERIA meetod”.

⁹⁰ Mõju olulisust hinnatakse ka nn järelhindamisel, seal pole ilmumise tõenäosusel mõistagi mingit osa.

⁹¹ Keskkonnariski kirjanduses kasutatakse mõnikord vahe tegemiseks esimese tähistamiseks *probability*, teise puhul *likelihood*. Subjektiivne tõenäosus arvestab ka fakte, kuid tõenäosus pole neist arvutatav ja hinnangud võivad suurel määral lahkneeda – nt Nate Silver hindas Clintoni ja Trumpi võiduvõimaluseks vastavalt 60% ja 40%, enamik analüütikuid (samuti Clinton ise) olid Clintoni võidus enam kui kindlad.

⁹² Kui nimetatakse mõju lihtsalt tõenäoliseks, täpsustamata tõenäosuse suurust.

⁹³ See ei tähenda kattuvust nende käigus. KMH ja KRH vahekorra käsitlemise kohta vt Pöder (2015).

2.3. Olulisuse mõõtmine

2.3.1. Olulisuse mõõtmise põhimõtted

Olulisus ei ole objektiivselt mõõdetav suurus. Mõõta (KMH puhul eelkõige prognoosida) saab küll mõju suurust, nt väljendatuna kontsentratsiooniühikutes, selle ulatust väljendatuna pindalas ning kestust, kuid otsustus, kas see on suur või väike muutus, oluline või ebaoluline muutus, on antropotsentristlik hinnang. Samas ei ole hinnangud meelevaldsed, need võivad olla paremini või halvemini põhjendatud. Põhjendus võib tugineda mõnele või mitmele mõju olulisuse kriteeriumile.

Mõju võib olla kvalifitseeritud oluliseks ainuüksi mõjutatava objekti erilise tähtsuse tõttu. See tähendab, et mis tahes negatiivne muutus selle seisundis on oluline. See on kohaldatav nt kaitstava liigi või elupaiga puhul (väärtuse kohta vt osa 1.3.3 „Väärtushinnangud ja subjektiivsus KMH-s“).

Piisav põhjus mõju oluliseks pidamiseks võib olla selle (muutuse) suurus, kui selle kohta on olemas kohaldatavad piirväärtused (läviväärtused). Niisugused on näiteks õhu ja vee kvaliteedile õigusaktidega kehtestatud piirväärtused. Läviväärtus võib olla ka teaduspõhine, nt kui käsitletava omaduse muutumine väljapoole teatavat vahemikku kutsub esile objekti muude omaduste muutumist. Näiteks järvevees sulfaatide sisalduse tõus üle 50 mg/l võib hüppeliselt suurendada toksilise väävelvesiniku tekke tõenäosust (s.t tekib sekundaarne mõju), mis võib omakorda põhjustada elustiku kahjustamist (järgmine kaudne ja oluline mõju). Olulisuse hindamisel saab tugineda ka keskkonnakomponentidele omistatud seisundiklassidele, nt veekogumite seisundiklassidele – muutus, mis toob kaasa ülemineku ühest seisundiklassist teise, on oluline.

Läviväärtus võib seisneda ka mingite gruppide jagatud seisukohas, kui suur mõju on aktsepteeritav. Sellise läviväärtuse kasutatavus on seda suurem, mida suurem on selle tunnustajate hulk.⁹⁴

Otstarbekas võib olla oluliseks pidada ka riigipiire ületavat mõju. Sel puhul tuleks mõju olulisus võimalikest kaudsetest mõjudest, nt mõjudest riikidevahelistele suhetele.⁹⁵

Mõju olulisuse hindamine ei ole taandata vaid selle suuruse võrdlemisele piirväärtusega. Oluline võib olla ka mõju, mille suurus ei ületa piirväärtust või mille jaoks piirväärtus puudub (keskkonnahäiring), sest mõju suurus on ainult üks mitmest olulisuse kriteeriumist. Piirväärtused on valdavalt seatud üksikute mõjurite jaoks ning eraldivõetuna ei kajasta nende võimalikku koostoimet (kumulatiivset mõju).⁹⁶ Suurt

⁹⁴ Õigusaktidega kehtestatud piirväärtuste puhul eeldatakse, et need on ühiskonnas üldtunnustatud. Nende tunnustamine ei tarvitse küll põhineda nende aluseks olevate argumentide tunnustamisel, vaid pelgalt seaduskuulekusel. Põhimõtteliselt on võimalik, et argumendid ongi nõrgad ja tegemist on kitsa huvigrupi seisukoha seadustamisega, mis välistab selle vaidlustamise KMH raames.

⁹⁵ Lisaks muidugi Espoo konventsioonist tulenev olulisus.

⁹⁶ Mõnikord võib see olla varjatud kujul olemas, kui piirväärtus tugineb riskihindamisele, mille käigus on võetud mingil moel arvesse ka teisi eksponeeritusradu.

ala hõlmav väike muutus võib olla olulisem kui väikest ala hõlmav palju suurem muutus. Lühiajaline suur muutus võib olla vähemoluline kui väiksem, kuid püsiv muutus.

Kui mõju olulisust ei saa järeldada ühe kriteeriumi piirväärtuse ületamisest, tuleb selle määramisel arvestada ka teisi kriteeriume.

KMH praktikas hinnatakse mõju olulisust tihti intuiitiivselt, ilma selge skeemita, mis näitaks, kuidas mõju olulisuse kriteeriumide alusel on tuletatud olulisuse hinnang. Intuiitiivse hindamise läbipaistmatus koos selles peituva subjektiivsusega on puudus, millest ülesaamiseks on püütud leida formaliseeritumaid hindamisviise. Esimene samm on omistada olulisuse kriteeriumidele suurusklassid. Seejärel võib, kuid ei tarvitse olla formaliseeritud ka viis, kuidas nende põhjal antud hinnangud agregeerida olulisuse üldhinnanguks.

Järgnevalt on esitatud kolm näidet mõju olulisuse formaliseeritud üldise hindamisviisi kohta. Need kõik on KMH praktikas kasutusel.

2.3.2. Ninham Sandi meetod

Ninham Sandi (2007) metoodika järgi hinnatakse olulisust kvalitatiivselt, jaotades kolm põhikriteeriumi (ulatus, suurus ja kestus) järgmistesse klassidesse (tabel 2.2).

Tabel 2.2. Põhikriteeriumide klassid (Ninham Sand, 2007) järgi

Kriteerium	Klass	Kirjeldus
Ruumiline ulatus	Regionaalne	>20 km tegevuskohast
	Lokaalne	20 km raadiuses tegevuskohast
	Lähiümbrus	Tegevuskohal või kuni 100 m sellest
Suurus	Suur	Looduslikud ja/või sotsiaalsed funktsioonid ja/või protsessid on tugevalt (<i>severly</i>) muudetud
	Keskmine	Looduslikud ja/või sotsiaalsed funktsioonid ja/või protsessid on märgatavalt (<i>notably</i>) muudetud
	Väike	Looduslikud ja/või sotsiaalsed funktsioonid ja/või protsessid on kergelt (<i>slightly</i>) muudetud
	Väga väike	Looduslike ja/või sotsiaalsete funktsioonide ja/või protsesside muutus on tühine (<i>negligible</i>)
	Puudub	Muutust pole
Kestus	Ehitusaeg	Kuni 7 aastat
	Keskmine pikkus	Kuni 10 aastat peale ehitus lõppu
	Pikaajaline	>10 aasta peale ehituse lõppu

Sõltuvalt kriteeriumidele omistatud klassist tuletatakse mõju olulisus tabelis 2.3 näidatud viisil.

Tabel 2.3. Mõju olulisus põhikriteeriumide alusel

Olulisus	Kriteeriumi tase
Suur	Suur ja kestev mõju, millel on regionaalne ulatus Suur mõju, millel on regionaalne ulatus ja keskmine kestus või keskmine ulatus ja pikaajaline kestus. Keskmise suurusega kestev mõju, millel on regionaalne ulatus
Keskmine	Suur, kuid lokaalne ja keskmise ulatusega mõju Suur mõju, mis kestab vaid ehituse ajal ja on regionaalse ulatusega või mille ulatus on paigaspetsiifiline, kuid pikaajaline Suur mõju, millel on lokaalne ulatus ja ehitusaegne kestus või kohaspetsiifiline ulatus ja keskmine kestus Keskmise suurusega mõju mis tahes ruumi- ja ajamastaabiga, v.a kohaspetsiifiline ulatus koos ehitusaegse kestusega või regionaalse ulatuse ja pikaajalise kestusega Väike suurus koos regionaalse ulatusega ja pikaajalise kestusega
Väike	Suur mõju koos kohaspetsiifilise ulatusega ja ehitusaegse kestusega Keskmine suurus koos kohaspetsiifilise ulatusega ja ehitusaegse kestusega Väike suurus koos mis tahes ulatuse ja kestuse kombinatsiooniga, v.a kohaspetsiifiline ja ehitusaegne või regionaalne ja pikaajaline Väga väike mõju, mis on regionaalse ulatusega ja pikaajaline
Väga väike	Väike mõju kohaspetsiifilise ulatusega ja ehitusaegse kestusega Väga väike mõju mis tahes ulatuse ja kestusega, v.a regionaalne ja pikaajaline

Mõju prognoosimisel võetakse lisaks arvesse veel selle tekke tõenäosust (*probability*), kindlust hinnangutes (*confidence*) ning mõju pööratavust (*reversibility*), nagu näidatud tabelites 2.4, 2.5 ja 2.6.

Tabel 2.4. Mõju ilmlemise tõenäosuse klassid

Tõenäosus	Mõju tekke hinnatud tõenäosus
Kindel (<i>definite</i>)	>95%
Tõenäoline (<i>probable</i>)	5–95%
Ebatõenäoline (<i>unlikely</i>)	<5%

Tabel 2.5. Usaldusväarsuse klassid

Kindlus	Kriteeriumid
Väga kindel (<i>certain</i>)	Küllaldaselt informatsiooni ja põhjendatud (<i>sound</i>) arusaam potentsiaalselt mõju kujundavatest teguritest
Kindel (<i>sure</i>)	Keskmisel määral usaldusväärne informatsioon ja suhteliselt põhjendatud arusaam potentsiaalselt mõju kujundavatest teguritest
Ebakindel (<i>unsure</i>)	Piiratud informatsioon ja arusaam potentsiaalselt mõju kujundavatest teguritest

Tabel 2.6. Mõju pööratavuse klassid

Pööratavus	Kriteeriumid
Pöördumatu	Tegevus tekitab püsiva mõju
Pöörduv/pööratav	Mõju on pöörduv 10 aasta jooksul

Tulemused esitatakse mõju olulisuse astmena, millele lisatakse tõenäosuse, usaldusvääruse ja pööratavuse hinnangud, kuid neid ei ühendata koondhinnanguks, s.t need ei mõjuta olulisuse hinnangut.

2.3.3. Kiirhindamise maatriksimeetod

Mõju kiirhindamise maatriksimeetodi (*rapid impact assessment matrix* – RIAM) esitasid Pastakia & Jensen (1998) ning seda on hiljem täiendanud Ljäs jt (Ljäs *et al.*, 2010). Selles meetodis mõõdetakse mõju olulisust iga kriteeriumi põhjal ordinaalskaalal, millel olev arvvaartus vastab kirjeldatud sisule (tabel 2.7).

Tabel 2.7. Mõju olulisuse hindamise kriteeriumide skaalad (Ljäs *et al.*, 2010)

Kriteerium	Skaala	Kirjeldus
A1. Mõju tähtsus	4	Riiklikult tähtis: ala hõlmab tervet riiki või sihtobjekt on riikliku või rahvusvahelise tähtsusega
	3	Regionaalselt tähtis: ala hõlmab riigi üksikosa ja selle ümbrust
	2	Regionaalse ja lokaalse piirkonna vahepealne ulatus, nt kohaliku omavalitsuse ala
	1	Lokaalne, näiteks üks asula
	0	Geograafiline tähtsus puudub
A2. Muutuse suurus	+3	Väga suur positiivne muutus
	+2	Oluline positiivne muutus
	+1	Olukorra positiivne muutus
	0	Olukord muutuseti
	-1	Olukorra negatiivne muutus
-2	Oluline negatiivne muutus	
-3	Väga suur negatiivne muutus	
B1. Mõju tekitava tegevuse püsivus	4	Kestev või pikaajaline, s.t >10 aasta
	3	Ajutine ja keskmise pikkusega, 1–10 aastat
	2	Lühiajaline, mõnest nädalast kuni mõne kuuni
	1	Muutust pole/mittekohaldatav
B2. Mõju pööratavus	4	Muutus on jääv või kestab vähemalt 10 aastat
	3	Aeglane taastumine, mis võtab aastaid
	2	Taastumine kestab mõnest nädalast mõne kuuni
	1	Muutust pole/mittekohaldatav

Kriteerium	Skaala	Kirjeldus
B3. Mõju kumulatiivsus/sünergism	4	Ilmne kumulatiivne/sünergiline mõju teiste sama piirkonna projektidega
	3	Kumulatiivsus/sünergia esineb, kuid selle olulisus on ebaselge
	2	Mõjul puudub koostoime teiste mõjudega
	1	Mittekohalduv
B4. Sihtkeskkonna haavatavus	4	Sihtkeskkond on muutustele väga tundlik ja/või riikliku või regionaalse taseme iseväärtusega
	3	Sihtkeskkond on tundlik ja/või lokaalse tähtsusega iseväärtusega
	2	Piirkond on kavandatava tegevuse tekitatavate muutuste suhtes stabiilne ega oma olulisi keskkonnaväärtusi, mida tuleks hindamisel silmas pidada
	1	Mittekohaldatav

Igale kriteeriumile antud hindepallide alusel arvutatakse üldine olulisuse skoor (ES – *environmental score*) valemitega:

$$A_T = A_1 * A_2$$

$$B_T = B_1 + B_2 + B_3 + B_4$$

$$ES = A_T * B_T$$

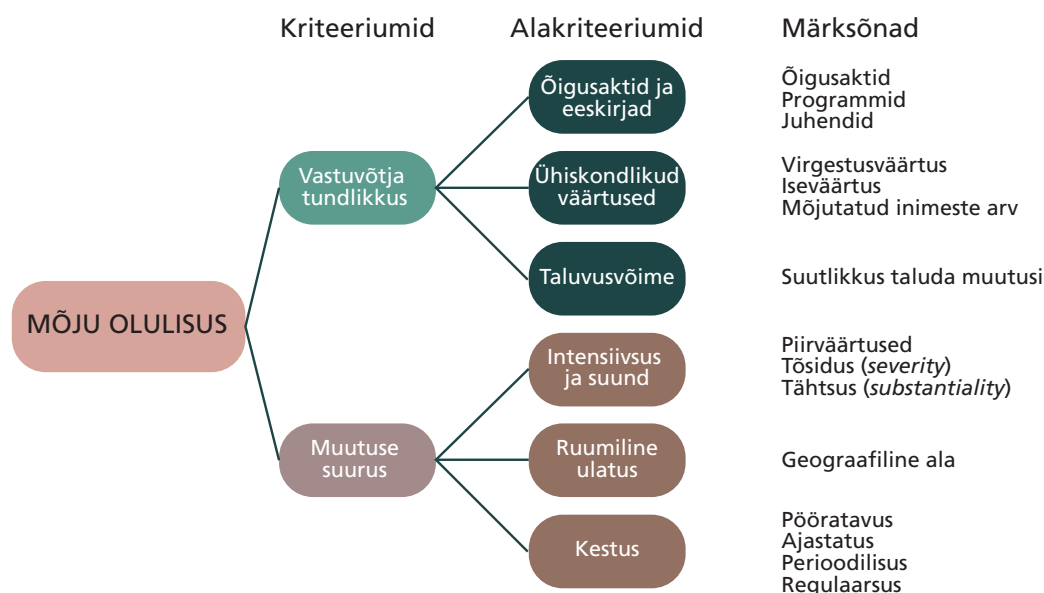
Kasutatud skaaladest ja arvutusvalemitest tulenevalt võib ES saada arväärtusi vahemikus –192 kuni +192, mis on omakorda jagatud üheksaks olulisuseklassiks (tabel 2.8).

Tabel 2.8. Keskkonnamõju olulisuse skaala (Ljäs *et al.*, 2010)

ES	Olulisusklass	Kirjeldus
108...192	+4	Suur positiivne mõju
54...107	+3	Oluline positiivne mõju
31...53	+2	Mõõdukas positiivne mõju
1...30	+1	Nõrk positiivne mõju
0	0	<i>Status quo</i> , muutuseta
–30...–1	–1	Nõrk negatiivne mõju
–51...–31	–2	Mõõdukas negatiivne mõju
–107...–54	–3	Oluline negatiivne mõju
–192...–108	–4	Suur negatiivne mõju

2.3.4. IMPERIA meetod

Soomes 2015. aastal esitatud multikriteeriumanalüüsil põhineva mõju olulisuse hindamise meetodika kohaselt koosneb mõju kahest komponendist (kriteeriumist): 1) mõjutatava komponendi (vastuvõtja/sihtobjekti) tundlikkusest ja 2) muutuse suuruselt. Need omakorda on määratud kolme alakriteeriumiga. Viimaste sisu aitavad täpsustada märksõnad (joonis 2.2).



Joonis 2.1. IMPERIA meetodika struktuur (Marttunen, 2015)

Alakriteeriumile „*õigusaktid ja eeskirjad*” rakendatavad märksõnad aitavad kindlaks teha, kas ja mil määral käsitletav objekt (retseptor, vastuvõtja) kuulub kaitsealuste objektide hulka.

Alakriteeriumile „*ühiskondlik väärtus*” rakendatavad märksõnad aitavad selgitada, kuidas objekti väärtustatakse, sh ajalooline väärtus, unikaalsus, kasutusväärtus, nt puhkamiseks jms.

Märksõnadele tuginedes annab ekspert igale alakriteeriumile hinnangu 4-astmelisel skaalal (väga kõrge, kõrge, mõõdukas, madal). Igale hinnanguklassile vastab selle iseloomustus (sisu). Näitena on tabelis 2.9 esitatud alakriteeriumi „*ühiskondlik väärtus*” klassidele omistatud sisu.

Alakriteeriumide alusel antud hinnangutest koostatakse hinnang kriteeriumi alusel. Kriteeriumile „*vastuvõtja tundlikkus*” toimub see tabelis 2.10 näidatud viisil. Tegemist on nn eksperthinnanguga, mis esmalt annab hinnangu kahe alakriteeriumi – „*õiguslikele regulatsioonidele*” ja „*väärtus ühiskonnale*” – põhjal antud hinnangute alusel, mida seejärel korrigeeritakse alakriteeriumile „*haavatavus*” antud hinnanguga. Näiteks range kaitse all oleva retseptori tundlikkus tuleks hinnata kõrgeks ka siis, kui ta on väikse ühiskondliku väärtusega. Aga kui ta on sealjuures suure taluvusvõimega (vähehaavatav), tuleks tema tundlikkus korrigeerida „*mõõdukaks*”.

Tabel 2.9. Alakriteeriumi „*ühiskondlik väärtus*“ klasside tähendus (IMPERIA, 2015: 4)

Klass	Iseloomustus
**** Väga kõrge	Vastuvõtja on väga unikaalne, ühiskonnale väga väärtuslik ning võimalik, et asendamatu. Võib olla rahvusvahelise tähtsusega ja väärtusega. Mõjutatud inimeste hulk on väga suur.
*** Kõrge	Vastuvõtja on unikaalne ja ühiskonnale väärtuslik. Võib olla rahvusvahelise tähtsusega ja väärtusega. Mõjutatud inimeste hulk on suur.
** Mõõdukas	Vastuvõtja on väärtuslik ja kohaliku tähtsusega, kuid mitte eriti unikaalne. Mõjutatud inimeste hulk on mõõdukas.
* Madal	Vastuvõtja tähtsus ja unikaalsus on väike. Mõjutatud inimeste hulk on väike.

Tabel 2.10. Kriteeriumi „*vastuvõtja tundlikkus*“ koondhinnangu (tundlikkusklassi) määramine (IMPERIA, 2015)

Klass	Iseloomustus*
**** Väga kõrge	Vastuvõtja on õigusaktidega rangelt kaitstud või ühiskonnale asendamatu või kavandatud tegevuse suhtes äärmiselt tundlik . Juba kavandatava tegevuse väike toime muudab arendusprojekti teostamatuks.
*** Kõrge	Vastuvõtja on õigusaktidega rangelt kaitstud või ühiskonnale väga väärtuslik või kavandatud tegevuse suhtes väga tundlik.
** Mõõdukas	Vastuvõtja tähtsus ühiskonnale on mõõdukas , ka haavatavus on mõõdukas , regulatsioonid võivad olla seadnud sellele normatiive (<i>reference values</i>) ja see võib olla kaitsekavades. Ka ühiskonnale väga väärtuslik retseptor võib olla keskmiselt tundlik, kui ta on vähehaavatav.
* Madal	Vastuvõtja sotsiaalne väärtus on väike (<i>minor</i>), muutuste suhtes vähetundlik ning selle kohta pole regulatsioone ega juhendeid. Ka suure või keskmise sotsiaalse väärtusega retseptor võib olla madala tundlikkusega, kui ta ei ole kavandatava tegevuse mõjutuste suhtes tundlik.

* Õigusaktid ja eeskirjad, **Ühiskondlikud väärtused**, **Taluvusvõime** – ülevaatlikkuse huvides on eri alakriteeriumide alusel antud hinnangud erinevat värvi.

Analoogselt määratakse kriteeriumile „*muutuse suurus*“ koondhinne. Sealjuures võetakse alakriteeriumi „*intensiivsus ja suund*“ puhul arvesse seda, kas muutus on positiivne või negatiivne; mõlemat iseloomustatakse 5-astmelisel (0, 1, 2, 3, 4, 5) skaalal, nagu näidatud tabelis 2.11.

Tabel 2.11. Alakriteeriumi „*intensivsus ja suund*” klasside tähendus (IMPERIA, 2015)

Klass	Iseloomustus
++++ Väga kõrge	Projektil on äärmiselt suur positiivne toime loodusele. Sotsiaalsed muutused parandavad oluliselt inimeste igapäevaolu.
+++ Kõrge	Projektil on suur positiivne toime loodusele. Sotsiaalsed muutused kahtlemata/segelt nähtavalt parandavad inimeste igapäevaolu.
++ Mõõdukas	Projektil on segelt nähtav positiivne toime loodusele. Sotsiaalsed muutused parandavad märgatavalt inimeste igapäevaolu.
+ Madal	Mõju on nähtav, kuid muutused keskkonnas või inimestel on väiksed.
0 Mõju puudub	Mõju on nii väike, et ei oma praktilist tähtsust. Kasu ja kahju on tühised.
– Madal	Mõju on nähtav, kuid muutused keskkonnas või inimestel on väiksed.
-- Mõõdukas	Projektil on segelt nähtav negatiivne toime loodusele. Sotsiaalsed muutused avaldavad märgatavalt toimet inimeste igapäevaolule.
--- Kõrge	Projektil on suur kahjulik toime loodusele. Sotsiaalsed muutused häirivad segelt inimeste igapäevaolu.
---- Väga kõrge	Projektil on äärmiselt suur kahjulik toime loodusele. Sotsiaalsed muutused halvendavad oluliselt inimeste igapäevaolu.

Alakriteeriumide „*ruumiline ulatus*” ja „*kestus*” alusel iseloomustamiseks kasutatakse 4-astmelisi skaalasisid, nagu näidatud tabelites 2.12 ja 2.13.

Tabel 2.12. Alakriteeriumi „*ruumiline ulatus*” klasside tähendus (IMPERIA, 2015)

Klass	Iseloomustus
Väga suur	Mõju ulatub üle mitme regiooni ja võib ületada riigipiiri. Tüüpiliselt >100 km.
Suur	Tüüpiline mastaap 10–100 km
Keskmine	Ühe omavalitsuse piirides, tüüpiliselt 1–10 km
Väike	Mõjuallika vahetus läheduses, tüüpiliselt <1 km

Tabel 2.13. Alakriteeriumi „*kestus*” klassid (IMPERIA, 2015)

Klass	Iseloomustus
Väga suur	Mõju on püsiv ega lõppe tegevuse lõpetamise järel.
Suur	Kestab aastaid. Olukord taastub peale tegevuse lõpetamist.
Keskmine	Kestab ühest mitme aastani; ka pikaajaline mõju võib kuuluda sellesse klassi, kui ei ole püsiv ning toimub ajal, kui tekitab minimaalse häiringu.
Väike	Maksimaalselt aasta kestev mõju, nt ehitusaegne mõju; ka keskmiselt pikk mõju, kui ei ole püsiv ning toimub ajal, kui tekitab minimaalse häiringu.

Kriteeriumi „*muutuse suurus*” koondhinnang moodustub alakriteeriumide hinnangu alusel samal skaalal nagu alakriteeriumil „*intensiivsus ja suund*” (tabel 2.14). Kui alakriteeriumide alusel omistatakse erinevad hinnanguklassid, lähtutakse „*muutuse suuruse*” määramisel „*intensiivsuse ja suuna*” klassist, mida korrigeeritakse „*ruumilise ulatuse*” ja „*kestuse*” klassiga. Korrigeerimine toimub nn eksperthinnangu alusel (hinnatakse, kui palju mõju ruumiline ulatus ja kestus tulemust mõjutaks – mida ulatuslikum ja kestvam, seda olulisem mõju).

Tabel 2.14. Kriteeriumi „*muutuse suurus*” koondhinnangu määramine (IMPERIA, 2015)

Klass	Iseloomustus
++++ Väga suur	Projekt avaldab väga tugevat ja väga ulatuslikku positiivset mõju, mis on vähemalt suure püsivusega.
+++ Suur	Projekt avaldab tugevat, ulatuslikku ja suure püsivusega positiivset mõju.
++ Mõõdukas	Projekt avaldab selgelt nähtavat positiivset toimet loodusele või inimeste igapäevaelule, mõju ulatus ja kestus on mõõdukad.
+ Väike	Positiivne mõju on märgatav, kuid muutused looduses või inimeste igapäevaelus on väikesed.
0 Mõju puudub	Mingit mõju pole märgata, see on tühine.
– Väike	Negatiivne mõju on märgatav, kuid muutused looduses või inimeste igapäevaelus on väikesed.
-- Mõõdukas	Projekt avaldab selgelt nähtavat negatiivset toimet loodusele või inimeste igapäevaelule, mõju ulatus ja kestus on mõõdukad.
--- Suur	Projekt avaldab tugevat, ulatuslikku ja suure püsivusega negatiivset mõju.
---- Väga suur	Projekt avaldab väga tugevat ja väga ulatuslikku negatiivset mõju, mis on vähemalt suure püsivusega.

Kriteeriumide „*muutuse suurus*” ja „*vastuvõtja tundlikkus*” põhjal koostatakse kaheosaline 4 x 9 maatriks, mille üks 4 x 4 osa esitab negatiivse mõju olulisuse neli astet (tsooni), teine vastavalt positiivse mõju olulisuse neli astet, nagu näidatud tabelis 2.15.

Selle meetodi rakendamiseks koostatud Exceli programm ja kasutusjuhend on kättesaadav aadressil www.jyu.fi/bioenv/en/divisions/ymp/research/imperia-project/arvi-tool.

Oluline on silmas pidada, et ülal esitatud meetodid nagu mis tahes olulisuse mõõtmise viis võimaldavad mõjusid olulisuse alusel järjestada, kuid ei anna iseenesest alust piiri tõmbamiseks oluliste ja ebaoluliste vahele või olulisuse astmete eristamiseks, sh olulisust määravate omaduste klassideks jaotamiseks. Need on alati subjektiivsed valikud, mida näitavad ka erinevused tutvustatud meetodites. Subjektiivsus ei välista selgust: mille alusel piirid on tõmmatud ja kuidas seda määratakse,

see peaks olema kõigile asjast huvitatutele arusaadav. Ideaalne on olukord, kus asjaosalised on piiri asukohas üksmeelel või vähemalt aktsepteerivad seda. Seda on lihtne saavutada, kui aluseks on õigusaktiga seatud piirväärtus.⁹⁷

Tabel 2.15. Mõju olulise määramine (Balticconnector, 2015)

Mõju olulisus		Mõju suurus								
		Väga suur	Suur	Keskmine	Väike	Mõju puudub	Väike	Keskmine	Suur	Väga suur
Vastuvõtja tundlikkus	Väike	Suur	Keskmine	Väike	Väike	Mõju puudub	Väike	Väike	Keskmine	Suur
	Keskmine (möödukas)	Suur	Suur	Keskmine	E & K Väike	Mõju puudub	Väike	Keskmine	Suur	Suur
	Suur	Väga suur	Suur	Suur	Keskmine	Mõju puudub	Keskmine	Suur	Suur	Väga suur
	Väga suur	Väga suur	Väga suur	Suur	Suur	Mõju puudub	Suur	Suur	Väga suur	Väga suur

2.4. Mõju olulisus kliimamuutusena

Suur tähelepanu, mida viimasel aastakümnel on pälvinud inimtegevuse võimalik mõju kliimale, on andnud aluse seisukohaks, et mõju kliimale tuleks käsitleda ka keskkonnamõju hindamisel. Euroopa Komisjon on üllitanud selle tarvis ka juhendi (EC, 2013b).⁹⁸ Kuna üksikprojekti mõju kliimale, s.o pikaajalise temperatuurirežiimi, sademete hulga jm kliimakarakteristikute muutusele regionaalses või globaalses ruumimastaabis on tuvastamatu, siis on juhendis kliimamuutuste käsitlemine taandatud kavandatava tegevuse põhjustatud nn kasvuhoonegaaside heidete käsitlemiseks. See tähendab, et mõju kui tagajärje hindamine tehakse tema põhjuse hindamise kaudu. Kahtlemata kehtib üldistatult tõdemus, et suurem põhjus tekitab suurema mõju, kuid silmas pidades määramatust kliimamuutuste põhjuste ja tagajärgede vahel ja piiranguid, mida tuleb silmas pidada üldistusena kehtivate seoste ülekandmisel üksikjuhtumitele, on üksikobjekti heidetest selle tekitatud kliimamuutuste kohta tehtud

⁹⁷ Õigusküsimused inimesed aktsepteerivad ka neid õigusaktide nõudeid, mida nad põhjendatuks ei pea. Mõistagi ei taga mingi piirnormi kehtestamine õigusaktiga selle põhjendatust ning enamasti polegi teada, milliste argumentide põhjal mingi piirnorm on kehtestatud.

⁹⁸ See juhend esitab küll sellise mõju prognoosimise ja hindamise probleeme, kuid mitte isegi põhimõttelisi suundi, kuidas neid võiks lahendada – sellised soovitusel nagu „otsida võtmetegureid“ ja „konsulteerida huvipooltega“ ei asenda probleemide sisulist lahendamist; suure osa juhendist täidab peamiselt normdokumentidele tuginev põhjendus, mida kliimamuutus ja elurikkus tähendavad ning miks neid KMH-s käsitlema peaks.

järeldused üpris nõrgal alusel.⁹⁹ Vaevalt võib väita enam kui seda, et kuna inimtegevusega atmosfääri minevatel kasvuhoonegaasidel tervikuna on eeldatavasti oluline mõju kliimamuutustes, siis järelikult iga tegevus, mis heiteid suurendab, aitab põhimõtteliselt kaasa kliima muutumisele. Samas on selge, et tegemist on üle maailma paiknevate loendamata emissiooniallikate koosmõjuga, milles iga üksikallika osa on kaduvväike, mittemõõdetav suurus. Selle tõttu pole projekti tasandil kliimamuutustes avalduvat mõju sisuliselt võimalik käsitleda, hinnata saab projekti heidete suurust võrrelduna teiste sama eesmärgi teenivate tegevustega kaasnevate heidetega ning projekti mõju arengukavade ja poliitikatega seatud heidete vähendamise eesmärkide saavutamisele. Viimane peaks eeldatavasti toimuma strateegilise hindamise tasandil, sh energeetika ja transpordi arengukavade kaudu.

2.5. Kokkuvõte

Mõju olulisuse hindamiseks on erinevaid viise – alates lihtsalt sõnalisest esitusest, milles argumenteeritakse, tuginedes mõju iseloomustavatele omadustele, miks käsitletav mõju on oluline (või ei ole oluline), kuni mitmetasandiliste formaliseeritud hindamisviisideni, nagu IMPERIA projekti tulemus. Hindamisviisi valik sõltub konkreetsest olukorrast, ei ole üht ja ainuõiget, igas olukorras asjakohast viisi. Tuleb teadvustada, et ka formaliseeritud viisidel, nagu RIAM ja IMPERIA meetod, on sisendiks hinnangud. Tähtis on, et need oleks selgelt nähtavad ning oleks mõistetav, kuidas neist on järeldatud olulisuse lõpphinnang. Viimase kujundamise põhireeglid võiva formaliseeritud hindamise korral olla hindamismetoodikas esitatud (nagu RIAM-i ja IMPERIA puhul ongi), kuid see ei välista täiendavaid viise, kui need on põhjendatud. Oluline on mõista, et keskkonnamõju olulisuse hindamiseks ei saa olla valemit või võrrandit, millesse teatavaid andmeid sisestades saab vastuse mõju olulisuse/mitteolulisuse kohta. Olulisuse hinnang on kaalutlemise tulemus, mis tugineb faktidele, kuid lisaks sisaldab neisse suhtumist. Igasugused hindamismetoodikad taotleavad omal viisil seda, et faktide ja suhtumiste osa hinnangu kujunemisel oleks asjaosalistele selgelt näha (ning need võivad olla diskussiooniobjektid) ning vältida seda, et olulisuse hinnang on pelgalt argumenteerimata väide, mistõttu asjaosalistel ei ole võimalik selle kohta võtta informeeritud seisukohta ega võimalust asjakohaseks aruteluks.

⁹⁹ Veelgi ebaselgem on seos nt globaalse temperatuuritõusu ja elurikkuse muutuste ning ekstreemsete ilmastikunähtuste vahel, mis on mõjuahelate järgmised elemendid.

3. Suhtlemine avalikkusega ja huvigruppide kaasamine

3.1. Taust

Keskkonnamõju hindamine sai alguse ajal, mil läänes oli saanud laiemat kõlapinna akadeemilistest ringkondadest – filosoofide ja sotsiaalteadlaste propageeritud – otse-demokraatia idee. Seetõttu sai avalikkuse kaasamine keskkonnamõju hindamise komponendiks juba selle rakendamise algusest USA-s ning jõudis KMH-d reguleerivatesse õigusaktidesse.¹⁰⁰ Kaasamise olulisust on kinnitanud ÜRO Inimkeskkonna konverents (Stockholmi konverents) (1972), Rio keskkonna- ja arengudeklaratsioon (1992)¹⁰¹ ja Århusi konventsioon (1998). Nn deliberatiivsuse mõjukamaks eestkõnelejaks sai Frankfurdi koolkonnast Jürgen Habermas, kellele on oma KMH metodoloogiatöodes tuginenud B. Elling (2010)¹⁰² ja J. Petts (1999). Ometi on aastakümnete kestel jätkunud erialakirjanduses diskussioon selle üle, mis on kaasamise eesmärk, mida kaasamine tähendab, kuidas seda tegema peaks ning kes mahuvad mõiste „avalikkus“ alla. Ka on avaldatud kahtlust, kas avalikustamisega seotud ootusteks ongi piisavalt alust. Mitmed uuringud on viinud järeldusele, et avalikkuse kaasamist peetakse ebaefektiivseks ning sellega ei olda rahul, sest kaasamine seisneb sageli vaid nõuete formaalses järgimises ja ette otsustatud lahenduse legitimeerimises (Vanclay *et al.*, 2015; Peterlin *et al.*, 2006). Ebatõhusat kaasamist on peetud põhjuseks, et KMH ei ole suurendanud jätkusuutlikkust (Doelle & Sinclair, 2006: 186). Rahulolematust on täheldatud lääne demokraatias (nt Kanada, Ühendkuningriik), kuid rohkem siiski piiratumate demokraatiga riikides (Hiina, Mehhiko) ja väiksemate demokraatiakogemustega endistes kommunistlike parteide juhitud maades (Tang *et al.*, 2005; Palerm & Aceves, 2004; Peterlin *et al.*, 2006). Publiku kaasamise määra on seostatud ka riikide majandusliku edukusega (Kirchhoff, 2006), kuid sel puhul võib olla tegemist lihtsalt majandusliku edukuse korrelatsioonil demokraatiaga, mitte põhjusliku seosega.

¹⁰⁰ NEPA nägi kolme võimalust, kuidas avalikkus sekkub KMH protsessi: kavandamise ajal käsitusala määramisse (*scoping*), aruande tööversiooni (*draft environmental statement*) täiendamist nõudes ning kohtu kaudu projekti peatamist või muutmist nõudes (Steinemann, 2001).

¹⁰¹ Selle 10. printsiip: *Environmental issues are best handled with participation of all concerned citizens, at the relevant level.*

¹⁰² B. Elling on teinud doktoritöö J. Habermasi filosoofiast ning pühendunud KMH/KSH käsitlemisele just läbi Habermasi kontseptsioonide prisma.

3.2. Kaasamise eesmärk

Erialakirjanduses võib leida arvukalt kaasamisele omistatud eesmärke, samuti viise nende grupeerimiseks (nt Del Furia & Wallace-Jones, 2000; O’Faircheallaigh, 2010; Glucker *et al.*, 2013). Otstarbekas on neid käsitleda tulenevalt kahest peamisest lähtekohast:¹⁰³ 1) kaasamine on mõistlik, kuna aitab teha paremaid otsuseid ja 2) õigus osaleda oma elu mõjutavate otsuste tegemisel on demokraatlikus ühiskonnas inimeste fundamentaalne õigus ning kaasamine on selle õiguse rakendamine keskkonnaga seotud otsuste tegemisel.¹⁰⁴ Arendaja seisukohalt aitab kaasamine projektile avalikkuse toetust saada (*social licence to operate*)¹⁰⁵ või vähemalt vältida selle vastu tegutsemist.

Esimesest lähtekohast tulenevad eesmärgid on:

- lisainfo saamine tegevuskoha tingimuste ja võimalike mõjude kohta;
- info saamine huvigruppide väärtushinnangute kohta;
- konfliktide vältimine, leevendamine ja lahendamine.

Teisest lähtekohast tulenevad järgmised eesmärgid:

- osaliste harimine;
- usalduse loomine;
- otsuse legitiimsuse suurendamine;
- võimu jagamine.

Lisateave. Keskkonnamõju hindamine tugineb peamiselt kättesaadavale informatsioonile, lisauuringute tegemine on õigustatud vaid olukorras, kus olemasolev informatsioon on ebapiisav ning oluline lisainformatsioon on hangitav mõistliku ressursikuluga. Tegevuskoha elanikel, teadusasutustel, huvialaorganisatsioonidel jt võib olla informatsiooni, mida ametlikes andmekogudes pole – kas pole see sinna jõudnud või neis olevad andmed on vananenud. Lisaks võib olla olulist teavet, mida ametlikud andmekogud ei hõlmagi. Võimalik, et eri allikates olevad andmed lahknevad. Huvigruppide poolt selle esiletoomine aitab vältida olukorda, kus hindamine tugineb ühekülgsel teabele. Huvigruppidele võib tulla ka ettepanekuid projekti modifitseerimise või alternatiivide kohta.

Erinevad väärtushinnangud. Avalikkus koosneb erinevate väärtushinnangutega isikutest ja gruppidest. Peale neilt saadavate objektiivsete andmete on oluline mõista ka nende väärtushinnanguid, seda, milliste probleemide teket nemad kavanda-

¹⁰³ Erialakirjanduses on erinevaid lähtekohtade liigitusi (vt nt Glucker *et al.*, 2013; O’Faircheallaigh, 2010).

¹⁰⁴ Mõned autorid, nt Glucker jt (2013) eristavad omaette eesmärkidena otsuse mõjutamist, demokraatia edendamist, marginaalsetele gruppidele oma seisukohtade kaitsmiseks võimaluse andmist. Siin on need käsitletud üldisemate eesmärkide osistena.

¹⁰⁵ Selle kohta vt Boutilier (2014).

tava tegevusega seostavad. KMH-d võib vaadelda kui instrumenti, mille kaudu jõuavad erinevate ühiskonnagruppide huvid ja väärtushinnangud otsustajani ning loovad eelduse nende tasakaalustatud arvestamiseks.

Konfliktide lahendamine. Kui kavandatava tegevusega põrkuvad erinevad huvid ja väärtushinnangud, on konfliktid¹⁰⁶ loomulikud. KMH annab osalistele võimaluse olla proaktiivne: konfliktid ja nende põhjused teadvustada ja otsida võimalusi nende vältimiseks või lahenduste leidmiseks enne, kui otsus kavandatava tegevuse kohta on tehtud. See aitab ära hoida pärast otsuse langetamist kaebusi, mida on raskem või aeganõudvam lahendada. Otsusetegija ning arendaja saavad püsima jäänud konfliktidest ja nende võimalikust mõjust projekti elluviimisele teadlikuks enne otsuse tegemist.

Asjaosaliste harimine (social learning). Osalemine hindamises arendab võimekust kodanikuühiskonnas tegutsemiseks: oma huvide mõistmist ja nende väljendamis- oskust ning suutlikkust teha koostööd teiste gruppidega. See toimub vastastikuse harimise teel, mis kasvatab keskkonnateadlikkust, koos erinevate seisukohtade tunnustamisega ning ühiste arusaamade ning väärtushinnangute kujundamisega.

Võimude legitiimsuse suurendamine. Otsuste legitiimsus on seda suurem, mida suurem hulk inimesi peab seda põhjendatuks ja vastuvõetavaks.¹⁰⁷

Käsitledes avalikkuse kaasamist keskkonnaasjade korraldamisel üldse, on A. Wesselink jt (Wesselink *et al.*, 2011) leidnud, et kaasamise eri põhjuste mõistmiseks on vaja vaadata vastuseid järgmistele küsimustele: keda kaasata?, mida kaasata?, kuidas kaasata?. Vastuste põhjal saab eristada nelja põhjenduse (*rationale*) tüüpi, nagu näidatud tabelis 3.1.

Tabel 3.1. Põhjenduste liigid (Wesselink *et al.*, 2011) põhjal

Küsimus	Põhjendus			
	Normatiivne	Substantiivne	Instrumentaalne	Legalistlik
Keda kaasata?	Kõiki, kellel huvi	Neid, kellel on kasulikke liseteadmisi	Need, kellel on võimu kavandatavat takistada või kelle toetust on vaja selle elluviimiseks	Pole oluline, sest kogu kaasamine on tehtud ainult õigusakti nõude formaalseks täitmiseks
Mida kaasata?	Osaliste mured ja vaated	Poliitikatagijate mured, kõik teadmised ja vaated	Poliitikatagijate mured; valitud teadmised ja vaated	
Kuidas kaasata	Kogu protsessi vältel	Ainult siis, kui sellest on sisulist kasu	Ainult siis, kui see tagab sujuva asjakäigu	

¹⁰⁶ Konflikti all mõistetakse olukorda, kus osaliste taotlusi pole võimalik samaaegselt saavutada (Rubin *et al.*, 1994, *op. cit.* Persson, 2006).

¹⁰⁷ Legitiimsuse tähendus: <http://dictionary.cambridge.org/dictionary/english/legitimacy>.

Uuring, mis hõlmas 10 Euroopa riiki, näitas, et asjaosalistel domineeris instrumentaalne põhjendus, teisel kohal oli legalistlik. Normatiivne põhjendus, s.o kaasamine kui demokraatliku ühiskonna põhiväärtuse väljendus oli asjaosaliste seisukohast marginaalse tähtsusega.¹⁰⁸

3.3. Kaasamise tähendus

Lahknevused arusaamas osalemise tähendusest seisnevad selles, milline tähendus omistatakse kaasamise sisule ja mil määral kaasamine peaks mõjutama otsust. Kaasamise sisu alusel eristatakse kaasamise tasemeid.

Üldsuse informeerimine on kaasamise madalaim tase, mis tähendab info ühesuunalist liikumist, ilma et hindamisega otseselt seotud osapooled (otsustaja, arendaja, eksperdid) taotleks tagasisidet.

Dialoogi (konsulterimise) puhul taotletakse avalikkuselt tagasisidet ning luuakse selleks võimalused. Sel astmel on info liikumine kaesuunaline: üldsust informeeritakse ning huvigrupid saavad selle alusel esitada oma seisukohti, ettepanekuid ja küsimusi, millele vastatakse. Sellega võib suhtlemine lõppeda.

Dialoog kasvab üle koostööks, kui tekib jätkuv kahepoolne suhtlemine, mille käigus püütakse ühiselt leida mõistlikke lahendusi seal, kus osaliste seisukohad lahknevad. Partnerlus on koostöö kõrgeim vorm, mille puhul avalikkuse esindajad omandavad KMH käigus teiste osalistega võrreldava positsiooni.

Piirid dialoogi ja koostöö ning koostöö ja partnerluse vahel ei ole teravad ja mõnel puhul (nt Stewart & Sinclair, 2007) käsitletakse dialoogi koostöö tähenduses (*collaborative dialogue*).

Kaasamise kõrgemad osalusastmed – võimu delegeerimine (*delegated power, empower*) ning kodanike kontroll (*citizen control*) on pigem ideaalid, mille puhul otsustusvõim läheb järk-järgult kodanikele.¹⁰⁹

Kaasamise kõrgem tase ei tähenda tingimusteta selle paremust madalamate tasemetete ees.¹¹⁰ See, milline tase on mõistlik, sõltub konkreetsest projektist. Sealjuures on võimalik, et kaasamistase KMH käigus tõuseb: esmasele informeerimisele järgneb liikumine kõrgematele tasemetetele.

Kaasamise negatiivsed avaldusvormid on manipuleerimine ja tokenism. Manipuleerimine tähendab üldsuse/huvigruppide suhtumise teadlikku suunamist valikulise või väärinfo levitamiseks. Tokenismiga on tegemist, kui nõutavad kaasamistoi- mingud on tehtud ainult näiliselt, vältides sisulist tegemist – nt KMH programmi

¹⁰⁸ Seda mainis vaid mõni üksik küsitelav – märk, et demokraatia ideel võib avalikkuse kaasamisel tegelikkuses olla hoopis väiksem kaal, kui see paistab metodoloogikirjandusest.

¹⁰⁹ Siin on seos KMH käsitlemisega J. Habermasi kommunikatiivse ratsionaalsuse rakendusena.

¹¹⁰ Mõned KMH teoreetikud on küll seda väitnud (nt Arnstein, 1969, *op. cit.* Petts, 1999).

või aruande avalikustamise ja avaliku arutelu korraldamine puhkuste perioodil või pühade eel, mil eeldatavasti inimesed seda ei märka või ei reageeri, kuna on tavalisest enam muuga hõivatud.

Kaasamise tasemete ja eesmärkide vahel valitseb seos. Sõltuvalt teoreetilisest lähtealusest on KMH metodoloogid pidanud oluliseks erinevaid eesmärke ning sellest tulenevalt omistanud erinevat tähtsust ka kaasamistasemetele.

Kommunikatiivse (deliberatiivse, normatiivse) kaasamiskontseptsiooni toetajad peavad oluliseks osaliste harimist, usalduse kasvatamist osaliste vahel, otsuste legitiimsuse suurenemist ning võimu jagamist. Eriti rõhutatakse marginaliseeritud gruppidele võimaluse andmist oma huve väljendada. Ideaalina, mille poole peaks püüdlema, nähakse dialoogi, milles osalejad on võrdsel positsioonil, kõigi argumente kaalutakse ühtmoodi ja mis viib konsensuseni. Neile eesmärkidele vastav kaasamistase on koostöö, ideaalis nähakse veel võimu delegeerimist ning kodanike kontrolli. Seega on KMH eeskätt instrument, mille kaudu ühiskonnas võimusuhteid mõjutada. Otsuse parendamine on ainult kõrvaltulemus (Sager, 1997, *op. cit.* Persson, 2006).

Kui kaasamises nähakse vahendit, mis aitab otsustust paremaks teha täiendava olulise teabe (faktid, väärtushinnangud) lisamise kaudu või ainult seeläbi, et aitab vältida või leevendada konflikte, mis muidu projekti elluviimist raskendaks, s.o lähutatakse eesmärgiratsionaalsusest (substantiivse ja instrumentaalse põhjenduse toetajad), siis võib sobiv kaasamistase olla dialoog, vahel ka koostöö. Osaliste harimine ja vastastikune õppimine oleks sealjuures kõrvaltulemus, mis küll aitaks paremini saavutada peamisi eesmärke.

Kui kaasamise ainuke või peamine mõte seisneb selles, et täita õigusaktidega kohustuslikuks tehtud nõuded (legalistlik põhjendus), siis on loomulik piirduda kaasamistrepi madalamate astmetega, mis õigusaktist tulenevad.

Erinevatest eesmärkidest ning kaasamistasemetest tulenevad ka otsesed järelmid kaasamise headuse/efektiivsuse hindamiseks.

3.4. Kaasamist mõjutavad tegurid

Avalikkuse kaasamine võib viia kõiki osapooli rahuldava konsensuseni, kuid lõpeda ka konfliktiga, mille lahendamise viimaseks vahendiks jääb kohtuvaidlus. Kindlasti ei ole konfliktid, vähemalt äärmuslikul kujul, enamiku kui mitte kõigi osaliste huvides.

Teades, millised tegurid ja millisel viisil kaasamise edukat kulgu mõjutavad, saavad asjaosalised oma tegevust reflekteerida ja korrigeerida, samuti aitab see mõista teiste osapoolte käitumist.

Kui keskkonnamõju all mõista negatiivse sündmuse tõsidust ja tõenäosust, siis langeb KMH raames kasutatav keskkonnamõju mõiste sisuliselt kokku keskkonnariski hindamise raames kasutatava riski mõistega ning keskkonnamõju tajutaksegi kui riski. Lisaks võib KMH sisaldada otseselt riskihindamist, nt terviseriski ja õnnetusjuhtumite riskianalüüsi näol (vt ka osa 1.6.4 „Seos KRH-ga“). Kuigi riski kommunikatsiooniteooria ja praktika olulisusele KMH-s on tähelepanu juhitud (nt Petts, 1999), on see KMH raames leidnud vähe tähelepanu.

Riski tajumisel on oma osa bioloogilistel, psühholoogilistel ja sotsiaalsetel teguritel. Bioloogiliste tegurite osa kinnitavad sugudevahelised riskitaju erinevused – üldiselt peavad naised riske suuremaks kui mehed (nt Barke *et al.*, 1997). Mõned uuringud on näidanud ka rassidevahelisi erinevusi (Finucane *et al.*, 2000). Nimetatud gruppide sees esinevad muidugi ka individuaalsed erinevused – inimesed erinevad nii riskitaju kui ka riskitaluvuse poolest. Riskitajumist mõjutavad peale eelnimetatute veel järgmised tegurid:

Pealesunnitus. Pealesunnitud riski tajutakse suuremana vabatahtlikult võetud riskist (tegevuskoha läheduses elav arendaja võib tajuda riski väiksemana, kui teised kohalikud elanikud).

Ohjatavus (kontrollitavus). Kui on isiklik tegelik (või kujutletav) kontroll riski üle, tajutakse seda väiksemana, kui olles selle passiivne sihtobjekt. Seetõttu võib kavandatavat tegevust ellu viivatele isikutele tunduda risk väiksem kui kohalikele elanikele (Peterlin *et al.*, 2006).

Tuntus. Tuttav risk tundub väiksem kui uue/tundmatu tegevuse või olukorraga kaasnev risk (nt ioniseeriva kiirgusega kaasnev risk). Kui on laialt tuntud, et riski põhjustava tegevusega sarnane tegevus on kusagil põhjustanud negatiivset mõju, tajutakse uuest tegevusest lähtuvat riski suuremana (nn *availability bias*). Kui tagajärgede puhul on potentsiaalsed kannatajad anonüümsed (nt KMH ekspertide jaoks), tajutakse riski väiksemana kui personaliseeritud kannatajate puhul (kohalik elanikkond).

Õigus. Kui riskeerimisest tulenev kasu ja sellest tulenev võimalik kahju jaotub ebavõrdselt, tajuvad potentsiaalsed kahjukannatajad riski suuremana (arendaja ja mõned projektist tulu saavad huvigrupid *vs.* ülejäänud mõjupiirkonna asukad).

Huvi ja emotsionaalne taust. Kavandatavast tegevusest huvitatuse korral tajutakse kaasnevat riski väiksemana kui mittehuvitatuse või neutraalse suhtumise puhul. Kui riski põhjustavasse tegevusse suhtumine on positiivne, hinnatakse kahjulike tagajärgede tõenäosust väiksemaks, negatiivse suhtumise puhul on asi vastupidine. Siit järeldub, et tõenäosushinnanguid ja seeläbi riskihinnangut tervikuna saab muuta pelgalt kavandatava tegevuse positiivseid aspekte lisades ja rõhutades (Slovic *et al.*, 2003).¹¹¹

Usaldus.¹¹² Usaldamatusega kaasneb riski suuremana tajumine. Üldjuhul peetakse kõige ebausaldusväärsemaks arendajaid ning nende palgatud eksperte, suurimat usaldust tuntakse teadlaste ning kohalikus kogukonnas lugupeetud isikute vastu (Covello, 1998). On ka uuringuid, mis näitavad suurt usaldust ekspertide vastu, samuti arendust ettevõtva firma töötajate usaldust oma juhtkonna vastu; samas on täheldatud ka, et erineva haridustasemega ja eri soost osalised usaldavad eri infoallikaid erineval määral (Peterlin *et al.*, 2006: 193).

Veendumuskallutus (*confirmation bias*). Sel puhul on seisukoht kujunenud enne asjakohase informatsiooni analüüsimist (s.o afektiivse mõtlemise kaudu), ilma et seisukoha omaja oleks seda teadvustanud. Edaspidi võetakse vastu vaid olemasolevat veendumust kinnitavat informatsiooni, sellega vastuolus olevat informatsiooni ignoreeritakse (Hunter & Fewtrell, 2001) ning selle allika vastu kaotatakse usaldus (Peterlin *et al.*, 2006).

Esitusviis (*framing*). Riski suurust (täpsemalt tõenäosust) võidakse tajuda väga erinevalt, kui sama tagajärje esinemisvõimalus on esitatud sisult identsel, kuid vormilt erineval kujul (Slovic *et al.*, 2000). Nt aktsepteeritav riski suurus sõltub sellest, kas tagajärg on väljendatud negatiivse või positiivse tulemusena: olukorda, kus 90% tõenäosusega negatiivset mõju ei teki (positiivne tulemus) võidakse pidada vastuvõetavaks, samas olukorra esitamisel negatiivse tagajärje kaudu – 10% tõenäosusega tekib negatiivne tagajärg, võidakse riski pidada vastuvõetamatuks.

¹¹¹ Siit on üsna lühike tee manipuleerimiseni, kui nendega liialdatakse või samal ajal kipuvad varju jääma negatiivsed küljed.

¹¹² Usaldus on fenomen, mida on määratletud mitmete omaduste kaudu, nagu siirus, ausus, avatus, kompetentsus, vastutustunne jms (vt ka Höppner, 2009).

Grupiefekt. Lahknevused on üksikisikute (üksikekspertide) ja gruppide (ekspertigrupi) hinnangutes. Levinud arvamus, et (eksperti)grupi hinnang on usaldusväärsem kui üksikisiku hinnang, ei pea tingimusteta paika. Selle vastu räägivad nn grupikallutatuse olemasolu tõendavad uuringud, nt Pidgeon & Beattie (1998): sarnase taustaga grupp kaldub tegema äärmuslikumaid hinnanguid, s.t hindab riski oluliselt suuremaks (või vastupidi, väiksemaks) kui kõik grupi liikmed eraldi hinnates.

Maailmavaade. Riskisse suhtumist mõjutav tegur on ka maailmavaade (Hunter & Fewtrell, 2001). Nn hierarhistide arvates on aktsepteeritava riski üle otsustamine ekspertidele tuginevate riskiohjajate asi (ekspertid teavad, milline on mõistlik risk). Individualistid seevastu on seisukohal, et see on iga indiviidi otsustada. Egalitaristid rõhutavad usalduse ja avatuse vajadust ning eeldavad, et aktsepteeritav riskitase leitakse konsensuslikult ega nõustu, et selle sunnivad peale nn eliit ja eksperdid. (Rippl, 2002). Selle alla võib liigitada ka suhtumise üldistesse küsimustesse, nt uutesse tehnoloogiatesse, taastuvate energiaressursside kasutamisse jms.

Mõtlemistüüp. Inimesel on evolutsiooni käigus kujunenud kaks mõtlemistüüpi: 1) afektiivne – intuiitivne, mitteverbaalne, assotsiatiivne, automaatne, kiire, halvasti tõenäosust käsitlev, olemasolevatele tõenditele keskenduv ja puuduvaid ignoreeriv ning tahtlikule kontrollile mittealluv ja 2) analüütiline – verbaalne ja tähelepanu nõudev, eelmisele vastanduv (Slovic *et al.*, 2005; Kahneman, 2011). Seetõttu võivad KMH osaliste seisukohad riskide (mõjude olulisuse) kohta tugineda erinevatele mõtlemistüüpidele. See on üks võimalik seisukohtade lahknevuse, sh ekspertide ja üldsuse seisukohtade erinevuse põhjus (Slovic & Peters, 2006). Võib eeldada, et ekspertidel ja mõnel huvigrupil on analüütilisel mõtlemistüübil suurem osa kui avalikkusel laiemalt.

Kultuurilised erinevused väljenduvad selles, et erinevates kultuurides tajutakse sama tegevusega seotud riskide suurust erinevalt (Rippl, 2002).

3.5. Probleemid ja leevendusmeetmed

Selles, mida tähendab hea kaasamine, võivad osaliste arvamused lahkned (Webler & Tuler, 2001). Suurem üksmeel paistab olevat selles, mis EI ole hea kaasamise tunnused: püütakse „müüa” juba ettemääratud lahendust, organiseerimatud kontaktid, tühi läbipaistvuse etendamine, kusjuures infot varjatakse, kavandamine toimub suletud uste taga, ühesuunaline suhtlus (Stewart & Sinclair 2007: 165).

Kaasamise kohta tehtud kriitika võib jagada kahte liiki:

- 1) kriitika kaasamise praktika kohta;
- 2) kriitika kaasamisele seatud eesmärkide saavutatavuse kohta üldse.

Esimese puhul ei kahelda kaasamises ja selle eesmärkide saavutatavuses KMH-s, kuid tunnistatakse puudusi praktikas – vead on õige asja halvas elluviimises. Sealjuures peetakse süüdlaseks avalikustamise korraldajaid (eksperte ja otsustajaid ning arendajaid), kes ei oska või ei taha arvestada avalikustamist mõjutavaid tegureid või ei hooli avalikustamisest üldse, järgides vaid formaalselt õigusaktide nõudeid (tokenism ja võimalik manipuleerimine). Olukorra parandamiseks peetakse piisavaks paremate kaasamistehnikate ja protseduuride rakendamist. Selliselt lähtekohalt pärineb enamik avalikkuse kaasamise kriitikast.

Vähemalt suur osa kaasamisel esinevatest probleemidest on seletatav ning võimalik, et ka välditav või leevendatav kaasamist mõjutavate tegurite kaudu. Oluline on silmas pidada, et ülal loetletud tegurid on omavahel seotud ning võivad esineda koos erinevates kombinatsioonides.

N. Cassi ja G. Walkeri (Cass & Walker, 2009) tehtud uuring näitas, et arendajad ja konsultandid suhtuvad emotsioonidesse negatiivselt, mõjusid püütakse käsitleda väljaspool emotsioone. Avalikustamisel kardetakse just emotsionaalse vastuseisu teket. Emotsionaalsust ei ole mõjude hindamisel võimalik vältida, kuid emotsionaalsus ei ole seotud ainult vastuseisuga, vaid ka toetusega. Projekti tekitatavad emotsioonid võivad olla nii positiivsed (nt põnevus, üllatus, usaldus) kui ka negatiivsed (nt hirm, ärevus, pettumus). Selle asemel, et püüda mõjusid käsitleda väljaspool emotsioone (mis pole võimalik), on otstarbekam nende olemasolu tunnustada, püüda vältida negatiivsete emotsioonide teket, või kui need on juba olemas, siis otsida avatud ja vastastikku lugupidava dialoogi kaudu võimalusi neid leevendada, ning toetada positiivsete emotsioonide teket. Emotsionaalsus muutub probleemiks, kui sellega kaasneb tõsiasjade ignoreerimine. Probleem võib olla ka arendajate hoiak, et avalikkus hakkab alati protestima, ning seetõttu on parem teda eemal hoida. See muutub isetäituvaks ennustuseks.

Kui arendaja tuleb väljastpoolt kohalikku kogukonda, võidakse teda tajuda kui sissetungijat, kes sunnib peale projekti, millest saab kasu vaid tema ja mille üle kohalikul kogukonnal puudub piisav kontroll (Wüstenhagen *et al.*, 2007). Sellega võib kaasneda võõra loomulik umbusaldamine. Välisfirma puhul võib seda tunnet süvendada rahvuslik aspekt – seda on täheldatud näiteks Ühendkuningriigis (Cass & Walker, 2009) ja Prantsusmaal tuulikuparkide rajamisel (Jobert *et al.*, 2007). Seal ei nähtud

kavandatavas tegevuses kohaliku elu arendamist, vaid „sissetungija“ kasumihuvi, mille tagajärjel tekkinud maastiku rikkumisena tajutav kahju langeb osaks kohalikele kogukonnale, s.t seda tajuti ebaõiglusega. Õiglustunde riivamine on tugev negatiivset emotsiooni tekitav tegur (Devine-Wright, 2005). Konflikte süvendab see, kui kohalikel on oma elukohta ja selle ümbrusega nii tihe emotsionaalne side, et seda tajutakse oma identiteedi osana.¹¹³ Niisugusel juhul käsitletakse kavandatavat tegevust oma identiteedi ohustajana, ennast tuntakse ohvrina (viktimisatsioon), mis on väga tugev protestiaktatsioonile mobiliseeriv emotsioon (Cass & Walker, 2009).

Leevendamiseks kavandatava tegevuse tajumist pealesunnituna, on püütud kohalikele kogukonda sellesse kaasata projektis osaluse pakkumisega. Vastuseisu tuuleparkidele Saksamaal vähendas see, et mõned tuulikud anti kohaliku kogukonna omandusse. Sel teel muudeti kohalikud elanikud ettevõtmise kaasosaliseks ning leevendati ka kasu-kahju jaotusest tulenevat ebaõigluse tunnet (Jobert *et al.*, 2007). Tähtis on silmas pidada, et kasu-kahju ebavõrdne jaotus ning sellest tingitud õiglustunde riivamine võib tekkida ka kohaliku kogukonna sees ja seda lõhestada – mida tuleks käsitleda olulise sotsiaalse mõjuna (Baxter, 2006).

Osaliseks olemisega kaasneb ka kontrollivõimaluse tajumine, mis samuti mõjutab suhtumist riski/mõjusse (vt eestpoolt). Laiemalt lähenedes püütakse veenda kohalikele kogukonda selles, et kavandatav tegevus on vastavuses nende oma arengupüüdlustega.¹¹⁴

Usaldus on mõjude/riskide tajumisel ning KMH osapoolte vahelisel suhtlemisel keskse tähtsusega. Usaldus hõlmab nii osapoolte usaldust üksteise vastu kui ka avalikkuse usaldust kogu KMH käigu vastu (Stewardt & Sinclair, 2006).

Avalikkuse usalduse puudumine KMH ekspertide ja arendaja vastu, nende kahtlustamine erapoolikuses ja hindamise kallutatuses, et näidata arendaja soovitud tegevusvarianti võimalikult heas valguses, on jätkuvalt esile kerkiv probleem (nt Smart *et al.*, 2014). Seda teravdab asjaolu, et levinud praktika kohaselt valib arendaja hindamist tegevad eksperdid. Usalduse puudumine KMH vastu võib esile kutsuda protsessiväliseid aktsioone: protestiaktioone (demonstratsioonid, allkirjade kogumine), kaebuste esitamist, nn sõltumatute ekspertide kaasamise nõudmist või oma ekspertide esitamist.

Usaldust luua aitab huvipoolte võimalikult varajane informeerimine kavandatavast tegevusest ning väljaselgitamine, milliseid muresid ja probleeme nad arvavad sellest tekkivat. Stolp jt (Stolp *et al.*, 2002) soovivad täiendusena kaasamisele tavalises tähenduses teha uuring, kuidas hindab oma eluruumi tegevuskoha elanikkond, milliseid väärtusi selles näeb. See võimaldab ekspertidel viimaseid kohe arvesse võtta ning annab huvipooltele märku, et nende osalemist peetakse oluliseks.¹¹⁵

¹¹³ Prantsusmaal oli tuulikuparkidele vastuseisu oluline põhjus see, et maastikku väärtustati kui rahvuslikku pärandit (Jobert *et al.*, 2007: 3).

¹¹⁴ Eestis oludes peaks see tähendama vastavust kohaliku arengukavaga, mida kohalik elanikkond toetab.

¹¹⁵ Usalduse loomiseks on soovitatud arendajal teha ettepanek, et huvigrupid palkaks omapoolsed eksperdid tema kulul (Vanclay *et al.*, 2015).

Usalduse loomiseks peaksid kõik osapooled saama nii palju asjakohast informatsiooni, kui palju tunnevad vajavat. Kui teavet on liiga palju, ei suudeta sellega toime tulla, kui liiga vähe, siis kahtlustatakse olulise info varjamist ning tekib usaldamatus (Kenyon & Edward-Jones, 1998). Info mõistmiseks võib olla vaja abi (Stewardt & Sinclair, 2006). Kui huvigrupidelt ei oodata mitte ainult murede väljendamist, vaid sisukaid ettepanekuid, tuleb neile jätta piisavalt aega saadud teabe läbiarutamiseks ja oma seisukohtade ning ettepanekute ettevalmistamiseks (Doelle & Sinclair, 2006).¹¹⁶ Selleks et kaasamine jõuaks *koostöö* tasemele, peaksid eksperdid julgustama huvigruppe täiendavaid ideid ja valikuid esitama (Lange & Hehl-Lange, 2005).

Huvigruppide ja isikute suutlikkus oma seisukohti avalikus arutelus esitada võib olla erinev. Niisiis peaks kaasamisviise mitmekesistama, sealjuures pärima huvigruppide arvamusi, kuidas seda teha (Stewart & Sinclair, 2007). Sisukamaks kui koosoleku vormi, kus vastanduvad KMH läbiviijad (arendaja ja eksperdid) kui ettekandja(d) ning saalis istujad (kaasatavad), peetakse nn ümarlauavormis arutelu, kus osapooled poleks vastandatud (*ibid.*). Otstarbekas võib olla kaasamise korraldamine osade kaupa, s.t et on rohkem arutelusid, mis toimuvad väiksemate gruppide kaupa (Harris *et al.*, 2014). See soodustab õppimist (*social learning*) ja aitab ka vältida olukorda, et üks, kõiki asjalisi kaasata taotleb koosolek muutub ebakonstruktiivseks mõne osalise tekitatud konflikti tõttu, nii sisulist arutelu ei toimugi. Seisukohtade konfliktid võivad kergesti kasvada üle isikutevaheliseks konfliktiks, eriti kui teise osapoolle vastu puudub usaldus. Sellises olukorras võib osutada otstarbekaks n-ö sõltumatu-erapooletu isiku (moderaatori) kaasamine, kes arutelu ohjaks (Doelle & Sinclair, 2006).

Huvigruppide seisukohad võivad põhineda nn afektiivsel mõtlemistüübil (vt eestpoolt). Afektiivse/emotsionaalse mõtlemistüübi olulised piirangud – tõenäosuste piiratud käsitlemine (põhimõttelist võimalikkust ja olulist tõenäosust kaldutakse samastama) ning olemasolevatele tõenditele keskendumine ja infolünkade ignoreerimine – võivad olla raskesti ületatavad. Võimalik, et seisukoha kujunemine polegi toimunud konkreetse teabe alusel, vaid on üle võetud kellegi usaldusväärseks peetava isiku, nt vabaihenduse seisukoht ilma tõendusmaterjalist huvitumata (Wüstenhagen *et al.*, 2007). Üleminek afektiivselt analüütilisele mõtlemistüübile on küll võimalik, kuid selle saavutamine suhtluses avalikkusega ei tarvitse õnnestuda.

Veendumuskallutatuse korral pole seisukohtade vastuolusid võimalik lahendada ekspertide poolt tõendusmaterjali lisamisega, uskudes, et sellega lükatakse ümber vastaspoole „müüdid“; vastupidi – see võib põhjustada seisukohtade polariseerumist ja konflikti suurendada (Lord *et al.*, 1979). Sellisel juhul on suhelda raske, kuid kasuks võib tulla juba selle erinevuse teadvustamine ning arvestamine suhtluses – et mitte ajada asja hullemaks, kui see juba on.

KMH-s on suur osa negatiivsetel mõjudel, mistõttu kasutatavad väljendid võivad seda ka liigselt rõhutada ning positiivne aspekt võib seetõttu jääda varju. Näiteks visuaalse mõju puhul tavaliselt kasutatavad väljendid, nagu „visuaalne koormus“,

¹¹⁶ Need autorid peavad 30 päeva selleks liiga lühikeseks ajaks.

„visuaalse mõju vähendamine”, rõhutavad negatiivset, kuid selle kõrval on võimalik ka positiivne käsitus, mida iseloomustab nt väljend „visuaalse huvi piirkond” (Devine-Wright, 2005).

Lahkarvamuste põhjuseks võivad olla erinevad väärtushinnangud ja kultuuri-taust. Näiteks on tuvastatud, et tehismaastiku esteetilise väärtuse hindamisel sõltub hinnang oluliselt hindaja kultuuritaustast (Ronghua Wang *et al.*, 2016). Konflikt on kerge tulema, kui peetakse silmas erinevaid väärtusi; nt mõni osapool (keskkonnaaktivistid) peab väga oluliseks väärtusi, mida on raske mõõta ning mis pole otse kaitsitud õigusaktidega, samas kui teine osapool (nt eksperdid) peab piisavaks vastavust õigusaktide nõuetele.

On võimalik, et oponendid ei esita oma vastuseisu põhjusena tegelikke, vaid otsitud põhjusi, mida on kergem kaitsta. Volsink (2000) toob näiteks juhtumi, kus tuulikupargile vastuseisu tegelik põhjus oli selle visuaalne mõju, kuid formaalse argumendina esitati müra, mis kohtuvaidluses oli tugevam argument (kvantitatiivselt mõõdetav ja hästi arusaadav häiring erinevalt palju subjektiivsemast „maastiku ilust”).¹¹⁷ Vastuseisu tegelik põhjus võib olla ka majanduslik või poliitiline ja keskkonnanohiu mured on vaid ettekääne, mille esitamiseks annab KMH soodsa võimaluse.¹¹⁸

Avalikkuse vastuseisu niisugustele projektidele nagu tuulikupargid, vanglad, raudteed, jäätmepeletusettevõtted, psüühiliste erivajadustega inimeste majutuskohad jms on seostatud nn NIMBY¹¹⁹ ja LULU¹²⁰ sündroomiga. Nende sisu seisneb selles, et nimetatud objekte tunnistatakse ühiskonna seisukohalt vajalikuks, kuid seistakse vastu nende rajamisele oma elukoha lähedusse. Nende objektide rajamist mujale peetakse õigustatuks. Seega tähendab NIMBY väidetavalt just isekat vastuseisu – soovitakse, et keegi teine võtaks taluda ebameeldivused, mis tulenevad kõigile (niisiis ka vastuseisjale) vajaliku objekti rajamisest. Kui vastuseisjate isekuse tõttu on niisuguste objektide rajamine takistatud, kannatavad kokkuvõttes kõik.

Need kontseptsioonid on olnud erialakirjanduses arutusel ning on jõutud järeldusele, et nad on eksitavad ning kasutud, sest ei kajasta enamasti tegelikke vastuseisumotiive ja diskrediteerivad oponente.¹²¹ *My Backyard* viitab sellele, et vastuseisja lähedus tegevuskohale on keskne põhjus vastuseisuks. Selle seisukoha ekslikkust on näidanud mitu uuringut (nt Wolsink, 2000; Würstenhagen *et al.*, 2007).

¹¹⁷ Tähelepanuväärne oli sealjuures asjaolu, et kuigi kohtuvaidlus käis müra üle, käsitleti selle juhtumi meediakajastustes peamiselt visuaalset mõju.

¹¹⁸ Vahest pidas ärimees J. Mõis seda silmas, kui kommenteeris irooniliselt: nagu meie teadlased on tõestanud, on idast läände kulgev gaasitoru Soome lahe keskkonnale väga kahjulik, aga põhjalõunasuunaline on väga hea.

¹¹⁹ *not in my backyard*

¹²⁰ *locally unwanted land use*

¹²¹ Tõsiasi, et NIMBY-t kasutavad meelsasti just projekti toetajad vastuseisjate halvustavaks sildistamiseks ja diskrediteerimiseks, esitades neid isekatena, kes oma huvidega (sageli on see raha) seisavad vastu ühiskonna huvidele, on kinnitanud mitmed uuringud (nt Cass & Walker, 2009; Van der Horst (2007).

Wolsink (2000) on avalikkuse vastuseisude uurimisel leidnud, et tegelikku NIMBY sündroomi – toetatakse projekti, kuid tingimusel, et seda ei rajata toetaja elukoha lähedale – esineb suhteliselt harva. Peale NIMBY eristas ta veel kolme vastuseisu liiki:

- Vastustatakse põhimõtteliselt kavandatavat tegevust, nt ollakse veendunud, et tuulikupargid on igal juhul maastiku rikkujad, ning neid ei tohiks üldse rajada.
- Üldiselt positiivne suhtumine kavandatavasse tegevusse, kuid vastuseis tekib protsessi käigus toimunud arutelude jooksul.
- Tegevusse suhtutakse üldiselt positiivselt, kuid konkreetse projekti puhul leitakse, et seda kavandatakse vales kohas või valel moel.

Esimesena nimetatud vastuseis on põhimõtteline ning selle puhul ei ole võimalik kompensatsiooni abil vastuseisu muuta (ideoloogilistes küsimustes järeleandmist ei ole!). Seda liiki vastuseisjate vastuseisu määr ei sõltu projekti tegevuskoha kaugusest nende elukohast, nii nagu eeldatakse NIMBY puhul.

Teist tüüpi vastuseisu olemasolu näitab, et seisukohad ei tarvitse olla püsivad. Selle ja nagu ka kolmanda tüüpi korral on võimalik vastuseisu mõjutada, nt positiivsete aspektide lisamisega, kontrollivõimaluse suurendamisega jm teguritega.

Etteheide NIMBY-s on täiesti kohatu, kui sisuliselt pole üldse tegemist NIMBY juhtumiga. Ka juhul, kui tõesti on tegemist NIMBY sündroomiga, ei ole piisavalt alust selle kandjaid süüdistada isekuses. Hermansson (2007) on analüüsinud NIMBY-keskse eetilise etteheite – ühiskonna huve kahjustava isekuse – põhjendatust ning näidanud, et NIMBY puhul kasutatakse argumenti, mida analoogilistes olukordades ei aktsepteerita: kellelegi ei heideta ette isekust, kui ta keeldub osalemast meditsiinilistes eksperimentides, mis ühiskonnale tervikuna töötavad suurt kasu, kuid mille puhul ei saa välistada katsealuste tervisekahjustusi. See tähendab seisukohta, et inimestel on õigus keelduda ebaõiglasest riskist, mille puhul (nagu NIMBY korral) kasud lähevad paljudele, kuid kahjud väikesele hulgale. Ebaõiglust võidakse kompenseerida, kuid ka see pole probleemitu: nt raha vastuvõtmist võib käsitleda enesemüümisenä.¹²² Raha sobib paremini, kui sellega kompenseeritakse majanduslikku kahju, nt kahjustatud turismiäri. Sel puhul on aga võimalus, et ebasoovitavaid objekte hakatakse paigutama kohtadesse, kus kompensatsiooninõue kõige väiksem, mis viib nõrgemate (vaesemate) kogukondade ärakasutamiseni.

Kuigi KMH osaliste vahelised konfliktid, eriti KMH läbiviijate (arendaja, eksperdid) ning huvigruppide vahelised konfliktid on soovimatud, kuuluvad need sageli KMH juurde. Seetõttu on otstarbekas silmas pidada põhimõtteid, mida konfliktide käsitlemise kohta pakub omaette valdkond – konfliktianalüüs.

¹²² Inimeste õigust oma kehale ning selle kahjustamise vältimisele tunnustatakse, kuid õigust keha (nt verd) müüa, ei tunnustata. Tegemist on komplitseeritud teemaga, mille käsitlemine väljub selle töö raamidest.

Konfliktianalüüsis eristatakse järgmisi etappe (Lue & Colorni, 2015: 614):

- 1) osalistevaheliste konfliktide tuvastamine,
- 2) konfliktiosaliste määratlemine,
- 3) konflikti suuruse väljaselgitamine,
- 4) informatsiooni pakkumine konflikti ohjamiseks ning läbirääkimiste toetamine.

Võimalike konfliktide ja konfliktiosaliste tuvastamine enne konflikti teket, juba projekti ning KMH kavandamise algfaasis loob aluse selle leevendamise järgmisteks sammudeks.

Mõned kriitikud on vaidlustanud kaasamise tulemuslikkuse või mõttekuse üldse, rõhutades ajakulu¹²³ ja seda, et kaasamisel pole märkimisväärset mõju otsustele, seda kasutatakse vaid otsuste legitiimsuse suurendamiseks. A. Wesselink jt (Wesselink *et al.*, 2011) on väitnud, et kaasamisel ilmnevatel probleemidel on sügavam põhjus, mistõttu pelgalt protsessi täiustamisest (kaasamistehnikad jms) ei piisa. Sügavam põhjus seisneb selles, et kaasamisele seatud eesmärgid on üksteisele vastukäivad. Kui aluseks on normatiivsest põhjendusest tulenev kaasamine, on loomulik, et püütakse kaasata võimalikult suurt hulka. Samas on selge, et suure hulga kaasamine ei tähenda sisulise panuse suurenemist olulise täiendava info lisamisena ja lahenduste pakkujana, vaid vastupidi, takistab seda, muutes asjalikud arutelud n-ö laadaks. Selline kaasamine võib olla peamiselt püüe näidata otsuseid legitiimsena ja vähendada poliitilist vastutust, see toetab kehva analüüsi ning vähendab teaduslikkust (Owens, 2000).

Keskendumine kaasamisest saadavale konstruktiivsele panusele võib tähendada osa huvigruppide, kel selleks sisulist potentsiaali napib, marginaliseerimist, mis on jälle vastuolus kommunikatiivse ratsionaalsuse põhimõtte järgimisega.

Kui kaasamisele on seatud üksteisega vastuolus eesmärgid, siis mõistetavalt ei saagi neid üheaegselt parimal moel saavutada, s.t kaasamine ei saa põhimõtteliselt täita kõiki sellega seotud ootusi. Sellest järeldatakse, et kaasamistehnikate ja -protseeduuride parandamine pole lahendus (kuigi võimaldab kaasamist parendada).

¹²³ Vastuseks kriitikale ajakulu kohta on väidetud, et ilma avalikustamiseta kuluks pärast rohkem aega kaebuste menetlemiseks (Del Furia & Wallace-Jones, 2000).

3.6. Avalikustamise korraldamine

Avalikkuse kaasamise eeldus on avalikkuse teadlikkus ja huvi, piisavate ressurside olemasolu, adekvaatne kaasamismetoodika ning õiguslik alus. Kaasamise korraldamise planeerimine on osa KMH kavandamisest, kaasamiskava osa KMH programmist.

Avalikkuse kaasamisel tuleb käsitleda järgmisi küsimusi:

- Keda kaasata?
- Millal kaasata?
- Kuidas kaasata?

Keda kaasata? Kaasamine algab võimalike huvigruppide identifitseerimisest. Osa neist on kindlaks määratud seadusega, nt organisatsioonid, keda tuleb informeerida KMH algatamisest.

Otstarbekas on lisaks kaasata grupe, kellel võib olla olulist informatsiooni kavandatava tegevuse asukoha keskkonnatingimuste ja võimalike mõjude kohta, s.o huvi-alaorganisatsioonid (nt jahiseltsid, kalastajate ühendused), teadus- ja õppeasutused (ülikoolid ja nende regionaalsed kolledžid, kohalikud koolid), kohalikud ühistegevusele orienteerunud ühendused, nt külaseltsid, samuti üksikisikud, kellel võib olla nii huvi kui ka pädevus (nt kohalikud kodu-uurijad, loodusvaatlejad jt).

Sealjuures tuleb täpsustada, kus võivad tekkida konfliktid – kas on huvigruppe, kelle huvivid kavandatava tegevuse mõju eeldatavalt kahjustab, huvigruppe, kelle väärtushinnangutega võib tegevus vastuolus olla jne.

Tähelepanu tuleks pöörata gruppidele, kes võiks tahta osaleda, kuid kellel see on takistatud (liikumisvõimaluse piiratus, puudub ligipääs internetile, rahvusgrupid, kes ei valda piisavalt riigikeelt jt).

Otstarbekas võib olla huvigruppe diferentseerida. Nt USA maanteeameti visuaalse mõju hindamise juhend (US Department of Transportation, 2015) diferentseerib visuaalse mõju hindamisel neid järgmiselt:

- püüasukatest naabrid;
- puhkajad naabrid;
- institutsionaalsed naabrid;
- ärinaabrid;
- tööstusnaabrid;
- põllumajandusnaabrid;
- läbisõitjad.

Avalikkus ja huvigruppide ulatus sõltub suurel määral tegevuse mastaabist ja iseloomust. Suuremat avalikku huvi äratava tegevuse avalikustamisel võib kohalikule tasandile keskendumine ning laiema avalikkuse ignoreerimine kergesti kasvada konfliktiks, nagu näitab ilmekalt Rail Balticu juhtum – piisab, kui vaadata ajalehtedes ilmunud

kajastusi.¹²⁴ Kui kõne all on poliitiliste huvidega oluliselt seotud projekt, võib avalikustamisel ette tulla veel veidraid nähtusi.¹²⁵ Avalikkus laias tähenduses võib olla esindatud isikute kaudu, keda peetakse pädevaks ja usaldusväärseks (nn arvamuslimidrid).

Millal kaasata? KMH on protsess, mis algab formaalselt algatamisotsusega, millest teatamist võib pidada avalikustamise esimeseks sammuks. Siiski võib avalikustamine alata juba varem. Kohaliku kogukonnaga kontakti ja usalduslike suhete loomiseks võib arendaja tutvustada kavandatavat tegevust juba enne projektile tegevusloa taotlemist. See aitab selgitada suhtumist projekti ning varakult tuvastada võimalik vastuseis ja konfliktioht. Suhtlemine võib jätkuda isegi pärast projekti elluviimist, kui avalikkusele tutvustatakse järeldamise tulemusi (Lockie *et al.*, 2008). Mõnel pool on avalikkus kaasatud ka KMH vajaduse üle otsustamisse (Kruopiene *et al.*, 2009).¹²⁶

Kuigi avalikustamise all saab mõista otsustaja poolt seadusega reguleeritud samme, s.o konsulteerimist asjaomaste asutustega KMH algatamisvajaduse üle otsustamisel ning algatamise/mittealgatamise otsuse teatavaks tegemist, on avalikustamisel sisuliselt kandev roll arendajal ja ekspertidel (eksperdigrupil). Alljärgnevalt on käsitletud just nende osa.

Kaasamise ajasse on kaheksugust suhtumist. KMH direktiivist tulenevalt toimub kaasamine Euroopa Liidu riikides, sh Eestis vähemalt kavandamise ajal ning aruande esitamisel (vt järgmist alaosa). Praktikast piirduakse valdavalt minimaalse kaasamisnõude järgimisega (KeHJS järgi KMH programmi ja aruande tööversiooni avalikustamine). KMH metodoloogiakirjanduses on väidetud, et see ei tarvitse olla piisav usalduse loomiseks ja võib tekitada usalduse kadumist protsessi ja selle tulemusse (Peterlin *et al.*, 2006). Soovitatud ei ole ainult kaasamist enamatel etappidel, vaid koguni pidevat kaasamist kogu hindamiskäigus (nt Lockie *et al.*, 2008: 182–183; Doelle & Sinclair, 2006; Petts, 2003: 273).¹²⁷

Tulemusliku kaasamise eeldus on see, et kaasatakse kaasatavatele sobival viisil. Seetõttu on soovitatud, et pärast kaasatavate määratlemist tuleks nad kaasata juba edasise kaasamiskava koostamisse (Doelle & Sinclair, 2006). Selle esmane samm on kokku leppida, kas ja kui palju kaasatakse avalikkust kahe seadusega nõutava korra – programmi koostamise ja aruande esitamise vahel.

Kahtlemata on KMH-sid, mille puhul avalikustamise miinimumnõude täitmine on piisav – eeskätt juhul kui avalikkuse suhtumine kavandatavasse tegevusse on

¹²⁴ Vt J. Kivirähk. Rail Balticu teadmatust. Postimees, 02.12.2016, mille kohaselt vaid kolmandik küsitlusest hindas oma teadmisi selle projekti kohta heaks või väga heaks. M. Kangur. Kui põder ei taha üle ökodukti minna. Maaleht, 17.11.2016.

¹²⁵ Rail Balticu kui riiklikult tähtsa küsimuse arutelu parlamendis ei väärinud Rahvusringhäälingu õhtustes uudistes kajastamist.

¹²⁶ See saab toimuda juhul, kui käsitletava tegevuse puhul ei tulene KMH algatamise kohustus otse õigusaktist (KeHJS § 6 lg 1 nimetatud tegevused).

¹²⁷ Niisuguse soovitusena rakendamiseks võivad kaasnedä lisakulud, mis KMH eelarvesse ei mahu, kui arendaja on nõus katma vaid avalikustamise kohustusliku miinimumi kulud.

neutraalne või soosiv ning ei ole alust eeldada, et hindamise tulemustele esitatakse olulisi vastuväiteid ja lahkarmumusi. Olukorras, kus on oodata mõjude olulisuse kohta lahknevaid seisukohti, on otstarbekas kaasata huvigruppe hindamise käiku, vältides olukorda, kus huvigrupid eksperdigrupi poolt aruandena esitatud hindamistulemused vaidlustavad. Kuna eksperdirühm on oma seisukoha esitanud, jääb üle kaks võimalust: kas eksperdigrupp tunnistab oma töö puudulikkust ning korrigeerib seda (mis ei ole eksperdirühmale meeldiv) või lükkab muutmissetepanekud tagasi (mis ei meeldi huvigruppidele); ka juhul, kui saavutatakse rahumeelne kokkulepe, tähendab vaidluste lahendamine täiendavat ajakulu. Veel ebameeldivam on olukord, kui huvigrupid KMH tulemused jätkuvalt vaidlustavad ning püüavad takistada kavandatava tegevuse elluviimist.

KMH läbiviijatele olulise lisainformatsiooni saamise seisukohalt võivad olla kasulikud kontaktid taustkeskkonna iseloomustamise etapis.

Kriitiline KMH etapp, milles huvigruppide kaasamine aitaks ülaltoodud olukorda vältida, on alternatiivide võrdlemine. Alternatiive võrreldakse nende eeldatavalt tekitatud mõjude alusel. Nagu osades 1.3.3 ja 2.2 näidatud, sisaldab mõju olulisuse hinnang endas subjektiivset väärtushinnangut. Just väärtushinnangute lahknevuses võib olla põhjus, mis tekitab vastuseisu KMH järeldestele – KMH järeldested põhinevad eksperdirühma või isegi üksikeksperdi hinnangutel, mida huvigrupid ei tarvitse jagada. Lisaks võivad ka huvigruppide väärtushinnangud lahkneeda. Kui KMH-d käsitleda instrumendina, millega erinevate ühiskonnagruppide väärtushinnangud integreeritakse otsustusprotsessi, on endastmõistetav, et seda on otstarbekas teha hindamise käigus, mitte eksperdirühma hinnangute esitamise järel (kus viimasega nõustutakse või nõutakse selle korrigeerimist). Mõjude võrdlemine oleks ka huvigruppide vastastikuse õppimise seisukohalt oluline, kuna just seal tulevad vaadete erisused ilmsiks ning oma seisukohti tuleb teistele osapooltele selgitada; samas tuleb ka esile, kas ja mil määral seisukohtade erinevused mõjutavad lõpptulemust.

Kaasamise organiseeritud läbiviimiseks tuleb koostada kaasamiskava, milles määratakse meetodid, tähtajad, ressursid ning läbiviijad ja vastutajad. Kindlasti tuleb huvigruppe informeerida KMH käigus selle kavasse tehtud olulistest muudatustest.¹²⁸

Huvigruppidele tuleks nende soovil, murede või küsimuste puhul anda informatsiooni ka väljaspool avalikustamise kava. Kaasamine tuleb läbi viia erapooletult, kõigile huvigruppidele võrdseid võimalusi luues: silmas pidades vähemuste võimalikku keelebarjääri, informatsiooni kättesaadavuse eripärasid, erinevat valmisolekut oma huvide väljendamiseks ning puudulikku informeeritust KMH-st ja huvigruppide võimalustest selles osaleda. Piirata tuleks võimalike häälkate ja hästi organiseerunud vähemuste domineerimist vähem energilise enamuse üle.

¹²⁸ Eesti praktikas oli juhtum, kus pärast KMH programmi kinnitamist, milles oli ette nähtud käsitleda kolme tee paiknemise alternatiivi, eemaldati arendaja soovil üks alternatiiv – see, mis huvigruppide vaatekohast oligi kõige vastuvõetavam. Tulemuseks oli konflikt, sest allesjäänud kahest polnud üks vastuvõetav ühele, teine teisele huvigrupile ning nende pahameel pöördus KMH eksperdi vastu.

Kuidas kaasata? Tulemusliku kaasamise eeldus on asjaolu, et informatsioon KMH kohta on jõudnud huvigruppideni. Seda, et nii ei tarvitse hoolimata formaalselt täidetud avalikustamispõuetest juhtuda, näitavad Rootsis tehtud uuringud, kus teadmatust KMH toimumisest esitati oma mitteosavõtu peamise põhjusena (Wicklund, 2011).¹²⁹

Kaasamiseks kasutatavate meetodite spekter on lai:

- internet – avalikkuse informeerimine algatamisest ning avalikustamise sündmustest (nt avalikud arutelud), KMH dokumentatsiooni kättesaadavaks tegemine, avalikkusele tagasiside andmise võimaldamine;
- huvigruppide informeerimine ja tagasiside küsimine e-posti vahendusel;
- huvigruppide informeerimine kirja teel;
- koosolekute korraldamine ettekanneteks ja aruteludeks;
- voldikute, flaierite ja infolehtede publitseerimine ning levitamine;
- üleriigilistes ja kohalikes ajalehtedes asjakohaste materjalide ja teadete avaldamine koos kontaktandmetega tagasiside jaoks;
- informatsioon raadios ja televisioonis;
- plakatid kohaliku kogukonna liikumiskohtades.

Loetletud vahendeid saab kasutada mitmesugustes kombinatsioonides, mille valik sõltub konkreetsest olukorrast – probleemsete juhtumite korral on vahetute kontaktide vajadus suurem. Mõned kaasamisviisid võivad olla kindlaks määratud õigusaktidega (vt järgmisi alaosasid).

Silmas pidades avalikkuse kaasamisele omistatud tähtsust, on asjakohane hinnata kaasamise tulemuslikkust, võimaldamaks KMH läbiviijatel oma tegutsemist parandada. Süsteemseks tagasiside saamiseks võib olla otstarbekas korraldada küsitlusi.

IAIA tunnustatud hea kaasamispraktika põhimõtted on esitatud selle kodulehel (<https://www.iaia.org/uploads/pdf/SP4.pdf>).

¹²⁹ Rootsis küsitleti jäätmepõletusjaama KMH puhul 167 selle lähiümbruse elanikku, kellest ainult viis olid osalenud avalikustamisel (Wicklund, 2011).

3.7. Eestis avalikustamisele kehtestatud nõuded

Eestis sätestab kaasamise korraldamise miinimumnõuded KeHJS. Seadus kinnitab, et *igal juhul on õigus keskkonnamõju hindamise programmi avaliku väljapaneku ja avaliku arutelu ajal tutvuda programmi ning muude asjakohaste dokumentidega, esitada programmi kohta ettepanekuid, vastuväiteid ja küsimusi ning saada neile vastuseid* (§ 16, lg 5).

Seadusest on leida neli avalikustamise etappi:

- 1) KMH algatamisest/mittealgatamisest teavitamine (KeHJS § 12);
- 2) KMH programmi avalikustamine (KeHJS § 16);
- 3) KMH aruande avalikustamine (KeHJS § 21);
- 4) tegevusloa andmisest/andmata jätmisest teatamine (vastavalt loa menetlemiskorrale).

KMH algatamisest teavitab otsustaja keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 46 lõikes 1 nimetatud isikuid ja muid menetlusosalisi elektrooniliselt, liht- või tähtkirjaga ning avalikkust teatega Avalikes Teadaannetes. KMH algatamata jätmisest teatab otsustaja koos tegevusloa andmise või sellest keeldumise teatega (kui on tagatud menetlusosaliste ja avalikkuse teavitamine) või elektrooniliselt, liht- või tähtkirjaga keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 46 lõikes 1 nimetatud isikuid ja muid menetlusosalisi ning avalikkust teate avaldamisega Ametlikes Teadaannetes. Ehitusloa või ehitise kasutusloa andmise korral teavitatakse keskkonnamõju hindamise algatamata jätmisest riikliku ehtisregistri kaudu.¹³⁰

Peale arendajalt KMH programmi saamist esitab otsustaja selle asjaomastele asutustele nende seisukohtade saamiseks (ja vajaduse korral programmi täiendamiseks) (KeHJS § 15) korraldab otsustaja programmi avalikustamise, mis koosneb kolmest osast: 1) avalikust väljapanekust 2) seejärel korraldab arendaja koostöös otsustajaga keskkonnamõju hindamise programmi avaliku arutelu, millele järgneb 3) esitatud küsimustele, ettepanekutele ja vastuväidetele kirjalik vastamine.

KeHJS sätestab avalikustamisest kui avalikust arutelust teavitamise nõuded, sh avalikustamise teadete minimaalse sisu, sh andmed arendaja ja otsustaja kohta, kontaktisikute andmed, kavandatava tegevuse lühikirjelduse, programmi ja muude asjakohaste dokumentidega tutvumise aja ja koha, programmi kohta ettepanekute, vastuväidete ja küsimuste esitamise aja ja viisi, programmi avaliku arutelu aja ja koha ning avalikustamise kestel esitatud küsimustele ja ettepanekutele vastamise korra.

Võrreldes KeHJS-is avalikustamisele sätestatud nõudeid paragrahvi eelmistes osades toodud põhimõtetega on ilmne, et KeHJS tagab ainult avalikustamise miinimumi, mis ei tarvitse mõnes olukorras olla tulemusrikkaks avalikustamiseks piisav.

¹³⁰ On ettepanek lisada ka projekteerimistingimused.

3.8. Koostöö riigipiiriülese mõju korral

Espoo konventsiooni nõuded. Piiriülese keskkonnamõju hindamise konventsioon sätestab, et piiriülese keskkonnamõju päritoluriik (*Party of Origin*) peab looma mõjutatavale riigile (*Affected Party*) KMH-s osalemiseks võimaluse, mis on võrdväärne/ekvivalentne päritolumaa avalikkusel oleva võimalusega (artikkel 2.6). Konventsioon jätab lahtiseks, mille ekvivalentsust nõutakse. Euroopa Majanduskomisjoni juhendi (UNECE, 2006) kohaselt ei tähenda see kattuvaid kaasamisviise, vaid tähtis on võrdse võimaluse tagamine KMH protsessis osalemiseks; konkreetset kaasamisviisiid võivad varieeruda sõltuvalt osalevate maade eripärast.

Konventsiooni artikkel 3.1 nõuab, et mõju päritolumaa teavitab võimaliku piirülese mõjuga tegevuse kavandamisest mõjutatavat poolt nii varakult kui võimalik ning mitte hiljem, kui sellest teavitatakse tegevuskoha riigi avalikkust.¹³¹ Samas on määratud ka informatsioon, mida teavitamine peab sisaldama. Kontaktisikud, kellele teade saata, on leitavad UNECE kodulehelt aadressil http://www.unece.org/env/eia/points_of_contact.html.

Selleks, et mõjutatav maa saaks otsustada, kas soovib osaleda KMH protsessis, peab mõju päritolumaa andma talle piisavalt aega, mis võimaldaks soovi või vajaduse korral konsulteerida selle maa asjaomaste organisatsioonidega. Mõnes riigis, nt Soomes, konsulteeritakse ka huvigruppidega (UNECE, 2015: 6). On soovitatav, et kui mõjutatav maa soovib KMH-s osaleda, annaks ta mõju päritolumaale teada, kuidas tema arvates võiks mõjutava maa avalikkuse kaasamine toimuda. Osapoolte edasine suhtlus riiklikul tasandil toimub koordineerimiskogude (*focal points*) kaudu, mis võivad, kuid ei tarvitse kokku langeda kontaktisikutega.¹³² Koordineerimiskogude andmed on leitavad UNECE kodulehelt <http://www.unece.org/env/eia/focalpoints.html>.

Kui mõjutatav osapool soovib KMH protsessis osaleda, kannavad mõju päritolumaa ning mõjutatav(ad) maa(d) ühiselt vastutust, et 1) mõjutatava maa avalikkus saaks kavandatava tegevuse kohta informatsiooni, 2) võimaluse esitada oma seisukohti või vastuväiteid ning 3) see informatsioon jõuaks mõju päritolumaa pädeva asutuseni, vastavuses konventsiooni artikli 3.8 ja 4.2 nõuetega. Selle tagamise moodused, nt teavitamine kirja teel ja meedia vahendusel, koosolekute korraldamine, KMH materjalide levitamine ning tagasiside liikumine lepatakse kokku osapoolte vahel. Kuna konventsiooni osapooled on riigid, siis tuleb tagada, et juhul kui osa infovahetust toimub väljaspool riikidevahelist suhtlust, oleks vastavate materjalide koopiad saadatud ka

¹³¹ Kuna mõnes riigis teavitatakse oma maa avalikkust alles KMH kavandamise etapis, siis võib ka mõjutatava maa teavitamine toimuda hiljem, kui mõjutatava maa enda seadus ette näeb – juhul kui teatamise tähtaeg ei ole määratud riikidevahelise lepinguga.

¹³² Soomel, Venemaa Föderatsioonil ja Lätil on need 02.09.2016 seisuga kokkulangevad, Rootsil mitte. Direktiiv 2014/52/EL: Piiriüleste projektide hindamismenetluste koordineerimiseks ja lihtsustamiseks ning eelkõige konsultatsioonide korraldamiseks vastavalt 25. veebruari 1991. aasta piiriülese keskkonnamõju hindamise konventsioonile (Espoo konventsioon) võivad asjaomased liikmesriigid moodustada ühisorgani, kus nad kõik on võrdselt esindatud.

osapoolte pädevatele asutustele. Osalevad maad võivad piiriülese avalikkuse kaasamise korraldamiseks moodustada ühise koordineeriva töörühma. Kuna vastutus on ühine, siis peab ka mõju päritolumaa püüdma tagada, et talle jõudev informatsioon kajastaks adekvaatselt mõjutatava maa avalikkuse seisukohti (UNECE, 2006: 25).

Mõlema (kõigi) osapoolte avalikkusel peab olema tagatud sama asjakohase informatsiooni kättesaadavus. See tähendab, et materjalid, mis on kättesaadavad mõju päritolumaa avalikkusele, peavad olema kättesaadavad mõjutatava maa avalikkusele keeles, mis on seal mõistetav. Lisaks tuleb avalikkuselt laekunud seisukohad ja küsimused vajaduse korral tõlkida mõju päritolumaa pädeva asutuse töökeelde, samuti tuleb korraldada vajaduse korral tõlkimine avalikkust kaasavatel koosolekutel ja aruteludel. Euroopa Majanduskomisjoni juhendi soovitusel kohaselt peab tõlkimise eest vastutama mõju päritolumaa (UNECE, 2006).

Oluline on, et materjal oleks avalikkusele kättesaadav õigel ajal, s.t et asjakohased materjalid tõlgitaks kiiresti ja kvaliteetselt. Juurdepääs KMH dokumentatsioonile peab olema tasuta. Võimalike tõlkevigade vastu aitaks kaasa arendaja (proponendi) kontroll. Juhendis on tunnistatud võimalust, et kogu KMH dokumentatsiooni mõjutatava riigi avalikkusele sobivasse keelde ei tõlgitagi, äärmise võimalusena aktsepteeritakse ainult kokkuvõtte (*non-technical summary*) tõlkimist; selle kõrval võib olla tõlkimata kujul kättesaadav ka ülejäänud materjal (UNECE, 2006: 20).¹³³ UNECE (2015: 7) uuringu andmetel oli pooltel juhtudel mõju päritolumaa ja mõjutatava maa avalikkusel kättesaadav ühesugune dokumentatsioon.

Mõjutatavalt riigilt tagasiside saamise tähtaeg tuleb kindlaks määrata osapoolte pädevate asutuste kokkuleppena või võttes aluseks nendes riikides kohaldatavad tähtajad. Et mõjutatava maa avalikkus saaks KMH-s osaleda samaväärselt mõjutaja avalikkusega, on vaja lisaiega, mis kulub riigis informatsiooni levitamiseks ning selle põhjal esitatud küsimuste, seisukohtade või vastuväidete kogumiseks ning edastamiseks mõjutatava riigi pädevale asutusele.

Piiriülese mõju adekvaatseks käsitlemiseks KMH kavandamisel ja läbiviimise ajal võib hindajatel olla vaja informatsiooni mõjutatava osapoole keskkonna (taustkeskkonna) kohta. Selle andmise kohustuse määrab konventsiooni artikli 3 § 6, kuid selle sõnastus on jätnud erinevaid tõlgitsemisvõimalusi, nt *reasonably obtainable* ja *promptly* tähenduses leiti riikide vahel suuri erinevusi (UNECE, 2015: 6).

Avalikkuse kaasamise meetodeid on silmast silma kohtumised, milles osalevad avalikkuse esindajad ja KMH läbiviijad (arendaja, eksperdid, otsustaja jt). Piiriülese avalikkuse kaasamiseks on kaks võimalust: 1) organiseerida need kohtumised mõjutatava osapoole territooriumil, 2) luua mõjutatava osapoole avalikkusele võimalus osalemiseks mõju päritoluriigi avalikkusele määratud kohtumistel. Praktikas

¹³³ Kättesaadava dokumentatsiooni väiksem maht ei tähenda küll tingimata seda, et osa olulist informatsiooni jääb kätte saamata, kuid selle tõendamise võib osutada keeruliseks. Sellest omakorda võivad saada aluse võimalikud kahtlused olulise info varjamises ning sellest tulenev usaldamatus, mis rikub koostöö. Samuti võib tekkida õigustatud küsimus, kas pole rikutud nõuet, et iga asjaosalise riigi avalikkusel oleks kättesaadav ühesugune informatsioon.

on kasutusel mõlemad viisid ja nende valik otsustatakse enamasti juhtumipõhiselt (UNECE, 2015: 8). Kuna mõju päritoluriigil puudub juriidiline alus avalikkuse kaasamisürituste korraldamiseks mõjutatava osapoolte territooriumil, eeldab esimene variant osapoolte vahel tihedat koostööd. Teise variandi võimalikkus sõltub olulisel määral riikidevahelistest suhetest – nt viisavaba liikumise olemasolust. Selle variandi puhul tuleb tagada mõjutatava osapoolte aegsasti informeerimine ning vajaduse korral tõlke kättesaadavus.

Konventsiooni artikkel 5 sätestab, et mõju päritoluriik peab peale KMH dokumentatsiooni¹³⁴ valmimist liigse viivitamiseta (*without undue delay*) alustama mõjutatava osapooltega konsultatsioone, mis käsitlevad kavandatava tegevuse ja selle alternatiivide potentsiaalset piiriülest mõju, selle vältimise või leevendamise võimalusi, mõju seiret jm asjakohaseid küsimusi. Konsulteerimise kord ja periood võivad olla määratud juhtumipõhiselt või riikidevaheliste lepingutega. Eestil on need määratud Läti ja Soomega sõlmitud lepingutega.

Kavandatava tegevuse kohta lõppotsuse¹³⁵ (*final decision*) tegemisel tuleb arvesse võtta mõjutatava osapoolte avalikkuse seisukohti ja vastuväiteid nii kavandatava tegevuse kui ka KMH dokumentatsiooni kohta (UNECE, 2006: 26). Mõju päritoluriik peab oma otsuse koos selle põhjendustega esitama mõjutatud osapooltele. Kui mõnele osapooltele saab pärast otsuse tegemist teatavaks lisainformatsioon, mis oleks võinud otsust mõjutada, ning see toimub enne kavandatud tegevuse elluviimist, tuleb see informatsioon viivitamatult edastada teistele osapooltele. Kui üks osapool seda soovib, tuleb alustada läbirääkimisi otsuse võimaliku muutmise üle (artikkel 6).

Konventsiooni artikkel 7 näeb ette järeloimeinguid (*post-project analysis*) – tekkinud mõjude väljaselgitamist ning olulise piiriülese mõju tuvastamisel sellest teiste osapoolte informeerimist ning ühiselt selle kõrvaldamise võimaluste arutamist. Selle nõude täitmine võib olla reguleeritud riigisiseste õigusaktidega, juhtumipõhiselt või riikidevaheliste lepingutega; Eestil on see korraldatud Soome ja Lätiga sõlmitud lepingutega (UNECE, 2015).

Konventsiooni artikkel 9 nõuab osalistelt eriti tähelepanu metodoloogiliste uuringute algatamisele ja toetamisele, mis parandaks hindamise meetodeid, aitaks mõista põhjuse-tagajärje seoseid ja analüüsida mõju vähendamiseks ning vältimiseks tehtud otsuste tulemusi. Selle nõude täitmise kohta laiemalt usaldusväärne informatsioon puudub (UNECE, 2015: 13).

Piiriülese mõju hindamisel teise riigi avalikkuse kaasamisega kaasnevad lisakulud KMH materjalide tõlkimiseks, mõjutatava riigi avalikkuselt saadud tagasite tõlkimiseks, mõjutatavas riigis informatsiooni levitamiseks (nt ajakirjanduses), koosolekute ja arutelude korraldamiseks. Nende tegevuste vajadus ja ulatus võib igal

¹³⁴ Konventsioon ei defineeri KMH dokumentatsiooni. Selle all võib mõista KMH programmi ja aruannet.

¹³⁵ Kuna konventsioon ei defineeri terminit „*final decision*“, siis on sellele omistatud riigiti erinev sisu (UNECE, 2015). Eestis tähendab see tegevusloa väljastamist.

konkreetsel juhtumil erineda ja tuleks osapooltel kokku leppida eraldi igal juhtumil juba esimestel konsultatsioonidel või riikidevaheliste lepingutega. Mõjutatavas riigis avalikustamisega seotud kulude katmiseks on järgmised põhimõttelised võimalused (UNECE, 2006: 17). Kulud katab kas:

- arendaja;
- mõju päritoluriik;
- mõjutatav riik;
- rahvusvaheline finantsorganisatsioon;
- mitu ülal nimetatut ühiselt.

Arendajale kulude katmise kohustust põhjendatakse üldisemalt „saastaja maksab“ printsiibiga. Arendaja kohustus kanda KMH-ga seotud kulud võib olla sätestatud riigi õigusaktides. Eestis määrab selle KeHJS § 8 lg 2, mis ei too eraldi välja piiriülese mõju puhul tekkivate kulude katmise nõuet. Juhend rõhutab, et senise praktika kohaselt on arendajad sellega nõus, kuid hoiatab, et arendajale ei saa siiski panna ebamõistlikke, s.o liiga suuri ja vähepõhjendatud kohustusi.

Teine variant tähendab, et piiriülese avalikustamise kulud kannab mõju päritoluriigi otsustaja. See võib omakorda nõuda arendajalt nende kompenseerimist kas tegevusloa väljastamisel nõutava tasu näol või piiriülese avalikustamisega seotud lisatasuna.

Mõjutatud riigi poolt tema territooriumil avalikustamise kulude kandmist peetakse erandlikuks, kuigi on näiteid, kus vähesel määral (mõnede materjalide tõlkimise kulud) on seda olnud (UNECE, 2006).

Piiriülese mõju hindamise regulatsioon Eestis. Lähtudes piiriülese keskkonnamõju hindamise konventsioonist on peale kahepoolsete riikidevaheliste lepingute (vt eelmist paragrahvi) sätestatud mõjutatava riigi teavitamise ja kaasamise kord KeHJS-s. Kui Eesti Vabariigis algatatakse KMH tegevusele, mille tekitatav oluline mõju võib ulatuda üle riigipiiri, peab otsustaja sellest viivitamatult informeerima Keskkonnaministeeriumi, kes omakorda teavitab sellest asjassepuutuvat riiki, saates talle teate KMH algatamise kohta ning kavandatava tegevuse ning selle eeldatava piiriülese mõju kohta.

Kui mõjutatav riik teatab seaduses ettenähtud aja jooksul oma soovist osaleda KMH-s, siis saadetakse talle (kui seda pole juba tehtud) täiendavalt

- tegevusloa taotlus;
- andmed otsustaja kohta, sh kontaktisiku näitamisega;
- teave kavandatava tegevuse KMH ja tegevusloa menetlemise kohta.

Mõjutatava riigi soovi korral edastab Keskkonnaministeerium mõjutatavale riigile keskkonnamõju hindamise programmi ja aruande eelnõu niipea kui võimalik, kuid mitte hiljem, kui algab programmi või aruande avalik väljapanek Eesti Vabariigis.

Mõjutatava riigi esindajal võimaldatakse osaleda keskkonnamõju hindamise menetluses ja alustatakse konsultatsioone kavandatava tegevusega kaasneva keskkonnamõju ja selle leevendamise või vältimise meetmete asjus. Selleks lepivad Keskkonnaministeerium ja mõjutatav riik kokku:

- 1) konsultatsioonide korra ja reaalse ajakava;
- 2) mõjutatava riigi avalikkuse ja asutuste teavitamise ning neile piisava aja andmise keskkonnamõju hindamise programmi ja aruande kohta arvamuse avaldamiseks;¹³⁶
- 3) millal tuleb keskkonnamõju hindamise käigus esitatud ettepanekud, vastuväited ja küsimused esitada mõjutatavale riigile temalt arvamuse saamiseks;
- 4) milliste otsuste eelnõud tuleb esitada mõjutatavale riigile temalt arvamuse saamiseks.

Kui lepitakse kokku, et arvamuse avaldamiseks saadetakse ka tegevusloa andmise või andmata jätmise otsuse ning tegevusloa eelnõud, peab otsustaja nimetatud eelnõude valmides saatma need Keskkonnaministeeriumile, kes edastab need mõjutatavale riigile ettenähtud aja jooksul arvamuse avaldamiseks. Otsustaja peab otsuse tegemisel arvestama mõjutatava riigi arvamusega. Otsustaja peab otsusest (s.o tegevusloa andmisest või selle andmisest keeldumisest) teavitama Keskkonnaministeeriumi, kes edastab otsuse mõjutatavale riigile.

Kui väljaspool Eesti Vabariigi territooriumi kavandatava tegevuse oluline keskkonnamõju võib ulatuda Eesti territooriumile ning piiriülese keskkonnamõju hindamise konventsioonist tulenevalt on sellest informeeritud Eesti Vabariigi valitsust, teavitab Keskkonnaministeerium päritoluriiki Eesti Vabariigi soovist hindamises osaleda ning korraldab asjakohase avalikustamise Eestis. Sealjuures arvestatakse mõju päritolumaa ajapiirangutega.¹³⁷

¹³⁶ See võib olla niisama pikk või pikem kui Eesti avalikkusele antud aeg.

¹³⁷ Need võivad eri maades erineda kordades (UNECE, 2006:16).

4. Lähteandmed

4.1. Teabevajadus

Keskkonnamõju hindamine peab käsitlema kõigi reaalsete alternatiivide eeldatavalt olulisi keskkonnamõjusid, nii otseseid kui ka kaudseid, negatiivseid ja positiivseid, samuti koosmõjusid.

Nende identifitseerimiseks on vaja viit liiki teavet:

- info kavandatava tegevuse kohta, eriti andmed mõju esile kutsuvate tegurite (mõjurite) kohta;
- info teiste tegevuste kohta, millega võiks tekkida koosmõju;
- info oluliste mõjutatavate objektide kohta, milles mõju võiks avalduda;
- info keskkonnaelementide omaduste ja seoste kohta, mille kaudu realiseeruvad kaudsed mõjud (mõjuahelad, eksponeeritused);
- info keskkonnatingimuste kohta, mis võiks kavandatud projekti mõjutada (üleujutused, maalihked jms), nii et tekivad hädaolukorrad või õnnetusjuhtumid, millega kaasneb oluline keskkonnamõju.

Andmed projekti kohta peavad võimaldama mõjurite identifitseerimist ning iseloomustamist määral, mis võimaldab otsustada nende poolt tekitatava mõju olulisuse üle nii ehitamise ajal, tavapärase tegevuse käigus kui ka hädaolukordades ja õnnetusjuhtumite puhul, sh nende puhul, mis võivad tekkida nii tehniliste rikete, inimeste eksimuste kui ka ebatavaliste loodusnähtuste tagajärjel. See tähendab ammendavat ja piisavalt üksikasjalikku teavet kavandatava tegevuse tehnoloogiliste lahenduste, mastaabi, ressursivajaduse (tööjõud, loodusvarad, energia, vesi) ning mõju allikate ja mõju tekitavate füüsikaliste (nt müra, kiirgus), keemiliste (reovesi, atmosfäärihited, jäätmed) ning bioloogiliste (patogeensed organismid) tegurite, k.a nende tulevaste emissioonide kohta. Olulised on ka ruumivajadus, s.h ka muutused maapinnas, liikumisvõimaluste muutumine jms. Mõnel puhul on olulised andmed tegevuse füüsilise kuju kohta – see võib olla olulise visuaalse mõju allikas. Kui eeldatava mõju olulisuse hindamiseks on vajalikud kvantitatiivsed andmed, nt emissioonide suurus, siis tuleb arendajal need esitada.¹³⁸ Visuaalne mõju tuvastamiseks on vajalikud visuaalsed karakteristikud: suurus, kuju, materjalid (sh nende tekstuur, värv).

¹³⁸ Vt ka osa 5 „KMH algatamine“. Kui arendaja neid andmeid ei esita, võib aluseks võtta maksimaalse, mida loaga saaks taotleda – sellist lahendust on kasutatud terviseriski hindamisel, kui heite suurus polnud teada.

Kavandatava tegevuse kirjeldus peab hõlmama nii põhiprotsessi kui ka tugitegevusi. Kavandatava tegevuse kohta olev informatsioon peab võimaldama kindlaks teha esmaseid mõjualasid. Kõigepealt tähendab see kavandatava tegevuse füüsilist ulatust ja sellega kaasnevat tegevust, millel on otsene mõju. See võib ehitise paiknemisalal väljenduda pinnasetöodes, millega hävitatakse taimestik ja loomastik ning kõrvaldatakse muld, veekogu süvendamisel põhjaelustiku hävitamises jms. Tavaliselt on looduskeskkonna (maapind, õhk, vesi) omadustes muutused esmased, neist algavad kaudsed mõjud.

Andmed kavandatava tegevuse toimumispaiga (või paikade, kui käsitlemisele tuleb mitu asukohavarianti) ning nende ümbruse kohta peavad võimaldama kindlaks teha objektid, milles oluline keskkonnamõju võib avalduda. Esmajärjekorras tuleb identifitseerida tundlikud ning väärtuslikud objektid: inimesed, sh eriti tundlikud grupid, nagu lapsed ja eakad, kaitstavad loodusobjektid¹³⁹ ja kultuurimälestised ning loodusressursid, kuid silmas tuleb pidada ka muid keskkonnakomponente.

Andmevajaduse poolest võib eristada kolme etappi:

- 1) algatamine;
- 2) kavandamine;
- 3) hindamine.

Algatamise üle otsustamise andmevajadus sõltub kõigepealt sellest, kas tegemist on arendusprojektiga, mille puhul KMH algatamisnõue tuleneb vahetult seadusest¹⁴⁰, või põhineb algatamine (või algatamata jätmine) eelhindamisel.

Kui projekti liigi ja suuruse kohta olev informatsioon on piisav, et seda kvalifitseerida kohustusliku hindamise objektiks, ei vaja otsustaja KMH algatamiseks lisateavet selle tehnoloogiliste lahenduste, sellest lähtuvate mõjurite (heitmed, ressursikasutus jms) ega toimumiskoha keskkonnatingimuste kohta.

Kui algatamisvajaduse üle otsustatakse eelhindamisega, vajab otsustaja selleks teavet nii tegevuse karakteristikute kui ka tegevuskoha kohta. Eelhindamiseks kasutatakse teave peab olema piisav selleks, et hinnata olulise mõju tekke võimalikkust; see ei pea olema nii ulatuslik ja detailne kui kavandamiseks vajalik teave.¹⁴¹

KMH algatamise korral algab selle kavandamine, milleks on tarvilik ulatuslikum ja põhjalikum teave nii tegevuse kui ka keskkonna kohta, nii et oleks võimalik tuvastada kõik eeldatavalt olulised mõjud. See tähendab kõigi oluliste mõjurite, mõjuahelate ning sihtobjektide tuvastamist.

¹³⁹ Kaitstavad loodusobjektid on kaitsealad, hoiualad, kaitsealused liigid ja kivistised, püsielupaigad, kaitstavad looduse üksikobjektid ning kohaliku omavalitsuse tasandil kaitstavad loodusobjektid (LKS § 16 lg 1).

¹⁴⁰ KeHJS § 6 lõikes 1 loetletud tegevused.

¹⁴¹ Natura hindamisel erisuse kohta vt osa 1.6.2 ja 5.3.

Kavandamise ajal võib ilmnedas lisateabe vajadus, sh võimalike uuringute vajadus. See tuleneb asjaolust, et selles etapis võidakse töösse võtta täiendavaid alternatiive (tehniline lahendus, asukoht), mille mõju hindamiseks algselt informatsioon puudub. Koos prognoosimeetodi valikuga selgub ka selle kasutamiseks vajalike andmete vajadus. Pole välistatud, et mõjude prognoosimisel ilmneb vajadus lisaandmete järele, näiteks kaudsete mõjude mõjuala täpsustamiseks või leevendusmeetmete valimiseks.

4.2. Teabeallikad

Teabe projekti kohta peab esitama arendaja. Direktiiv 2014/52/EL on täiendanud KMH direktiivi, määrates minimaalse teabe, mida arendaja peab eelhindamise korral esitama.¹⁴²

1. Projekti kirjeldust, mis sisaldab eelkõige järgmist:
 - a) kogu projekti füüsiliste näitajate kirjeldust;
 - b) projekti asukoha kirjeldust, eelkõige pöörates tähelepanu tõenäoliselt mõjutavate alade keskkonnatundlikkusele.
2. Nende keskkonnaaspektide¹⁴³ kirjeldust, mida projekt tõenäoliselt oluliselt mõjutab.
3. Kirjeldust projekti kõikide tõenäoliselt oluliste keskkonnamõjude (ulatuses, mil teave selliste mõjude kohta on kättesaadav) kohta, mis tulenevad
 - a) eeldatavasti tekkivatest jääkidest ja heitest ning jäätmetekkest, kui see on asjakohane;
 - b) loodusvarade, eelkõige mulla, maa, vee ja elurikkuse kasutamisest.

Peale selle loetleb KeÜS § 42 andmed, mida tuleb esitada koos keskkonnaloa taotlusega. Nende hulgas on kavandatava tegevuse iseloomustus, selle asukoht, andmed tekkida võiva keskkonnahäiringu kohta ja asjaolud, mis võivad mõjutada tegevusest lähtuva keskkonnariski suurust.

Arendaja võib pöörduda enne tegevusloa taotluse esitamist otsustaja poole, et küsida otsustaja seisukohta, millist teavet ta peab esitama. Otsustaja, kelle poole arendaja on pöördunud, peab enne oma seisukoha esitamist konsulteerima nii arendaja kui ka asjaomaste asutustega. Seisukoha esitamine ei takista otsustajal edaspidi KMH käigus täiendava teabe nõudmist (KeHJS § 11).

Kui KMH kavandamisel ja mõjude prognoosimisel on vaja projekti kohta lisaandmeid, peab need esitama arendaja. Kui neid pole, tuleks aluseks võtta halvim variant (s.o maksimaalsed heitmekogused jms).¹⁴⁴

¹⁴² Direktiivi 2014/52/EL lisa IIA. Lisaks võib olla täiendavat, mida on nimetatud direktiivi 3. lisas.

¹⁴³ Siin on mõiste „keskkonnaaspekt” teistsuguses tähenduses kui organisatsiooni keskkonnajuhtimises. Selline tähenduste vahetamine on põhjendamatu ja segadust tekitav, kui arendajal on keskkonnajuhtimissüsteem, millega KMH tuleb ühildada.

¹⁴⁴ Sellist lahendust on kasutatud terviseriski hindamisel, kui heite suurus polnud teada.

Ülejäänud teabe leidmiseks on mitmesuguseid allikaid:

- 1) rahvusvahelised andmekogud;
- 2) riiklikud registrid;
- 3) infosüsteemid;
- 4) riiklikud ametid ja uurimisasutused;
- 5) teadusasutused;
- 6) teaduskirjandus;
- 7) muud (planeeringud, arengukavad, veemajanduskavad, teiste hindamiste aruanded jms).

Euroopa Liidu elurikkuse infosüsteem, mis sisaldab andmeid liikmesriikide, sh Eesti kohta (<http://biodiversity.europa.eu/countries/estonia>)

Euroopa Liidu Natura andmekogust on leitavad andmed Natura 2000 võrgustiku objektide kohta (Natura2000.eea.europa.eu).

Riiklikke registreid, milles leidub KMH jaoks olulist teavet, on kolm:

- keskkonnaregister (<http://www.keskkonnainfo.ee/main/index.php/et/component/content/article/330>);
- kultuurimälestiste riiklik register (<http://www.muinas.ee/register>);
- rahvastikuregister (<https://www.siseministerium.ee/et/tegevusvaldkonnad/rahvastikutoimingud/rahvastikuregister>).

Keskkonnaregister on loodusvarade, looduspärandi, keskkonnaseisundi ja keskkonnategurite andmeid sisaldav riigi põhiregister, mis on loodud keskkonnaregistri seaduse alusel. Selle andmed on kontrollitud, korrastatud, tasuta kättesaadavad ja kõigile avalikud, v.a üksikud erandid (I ja II kategooria kaitsealuste liikide asukohaandmed). Registrisse kandmata andmeid ei tohi kasutada keskkonnalubade andmisel ega riikidevahelises keskkonnateabevahetuses, andmed võetakse aluseks ka planeeringute ja arengukavade koostamisel. Keskkonnaregistri avalik teenus on kättesaadav Keskkonnaagentuuri kodulehelt (<http://register.keskkonnainfo.ee/envreg/main#HTTPLagWI2fLxhl1wVsh6DNhrkxMaZ0v9u>).

Kultuurimälestiste riiklik register sisaldab informatsiooni kõikide Eestis riikliku kaitse all olevate mälestiste kohta. Päringute põhjal saab mälestiste asukoha kindlaks teha aadressi või katastriüksuse tunnuse järgi. Menüüst „Muistised ja pärimuspäigad“ on võimalik kohaandmete (maakond, vald) alusel filtreerida huvipakkuva ala kaitstavad kultuurimälestised ning saada suunamine Maa-ameti kaardiserverisse.

Rahvastikuregister on andmekogu, mis koondab Eesti kodanike, Eestis elukoha registreerinud Euroopa Liidu kodanike ja Eestis elamisloa või elamisõiguse saanud välismaalaste peamisi isikuandmeid. Rahvastikuregister toimib rahvastikuregistri seaduse alusel. Riigi- ja kohaliku omavalitsuse asutused ning juriidilised

või füüsilised isikud saavad andmeid avaliku ülesande täitmiseks või õigustatud huvi korral. Tellida saab valimeid aadressil (<https://www.siseministeerium.ee/et/tegevusvaldkonnad/rahvastikutoimingud/rahvastikuregister>).

Infosüsteemide hulka kuuluvad:

- Keskkonnaagentuuri Eesti Looduse Infosüsteem (EELIS) (<http://loodus.keskkonnainfo.ee/eelis/default.aspx>);
- Keskkonnaagentuuri keskkonnalubade infosüsteem (KLIS) (<http://keskkonnainfo.ee/main/index.php/en/component/content/article/324>);
- Maa-ameti maakataster (http://www.maaamet.ee/index.php?page_id=2).
- Maa-ameti geoportaali kaardiserveri kaudu on kättesaadav teave kaitsealade, sh Natura 2000 alade, kaitsealuste üksikobjektide, kultuurimälestiste, tehnorajatiste ning keskkonnakaitseliste ja muude kitsenduste kohta (<http://geoportaal.maaamet.ee/est/Kaardiserver-p2.html>);
- veekasutuse infosüsteem (VEKA) (<http://loodus.keskkonnainfo.ee/WebEelis/veka.aspx>).

Riiklikud organisatsioonid on nii uuringute läbiviijad kui ka andmekogude valdajad:

- Eesti Geoloogiakeskuse andmebaas FOND (<http://www.egk.ee/osakondade-teenused/andmebaasid/geoloogiafond/#Ylevaade>), sisaldab andmeid geoloogiliste tingimuste kohta;
- Riigi Ilmateenistus (meteoroloogilised ja hüdrooloogilised andmed);
- Keskkonnauuringute Keskus (KUK) on juhtasutus atmosfääriõhu kvaliteedi seire korraldamisel (<http://www.klab.ee>);
- Terviseameti Keskkonnatervise Uuringute Keskus (<http://www.terviseamet.ee/keskkonnatervis/keskkonnatervise-uuringute-keskus.html>).

Rakendamisel on keskkonnaseire infosüsteem KESE.

Andmekogude senises korralduses on puudusi, mis teevad andmete leidmise tülikaks. Näiteks ei ole erinevaid registreid ja andmebaase koostatud veekogumite põhiselt.¹⁴⁵

Olulist teavet võivad anda muud kirjalikud allikad, nt varasemad hindamised, veemajanduskavad, arengukavad, planeeringud, uuringute aruanded, teadustööd, samuti kohalikud elanikud ja huvigrupid, kellega suheldakse avalikkuse kaasamise käigus.

Koostamisel on omavalitsuste mürakaardid.

Endastmõistetav on tegevuskoha ja selle ümbruse külastus ja visuaalne vaatlus, mis võimaldab tuvastada täiendavaid asjaolusid ning kontrollida kirjalike andmete ajakohasust. Visuaalne vaatlus võib omandada uuringu iseloomu, kui nt kavanda-

¹⁴⁵ Riigikontroll on juhtinud tähelepanu, et senine süsteem vajab muutmist ning registripidamine täiendamist (Riigikontrolli aruanne Riigikogule, 2013).

taval tegevusel on eeldatavasti oluline mõju maastikule. Sel puhul võib maastiku-komponentide ja maastiku iseloomu kohta olev informatsioon olla oluliste mõjude väljaselgitamisel keskse tähtsusega.

Tervisemõjude (laiemalt heaolu mõjutavate tegurite) tuvastamiseks on vaja teavet sotsiaalsete olude (puhkamise ja vaba aja veetmise viisid, kohalikele elanikele või muudele huvigruppidele olulised objektid jms) kohta kavandatavas tegevuskohas ja selle ümbruses. Sellekohase teabe saamiseks on vaja teha koostööd huvigruppide ja kohaliku omavalitsusega.

Kui käsitletaval alal vajalike näitajate otsesed mõõtmisandmed puuduvad, on neid võimalik saada lisamõõtmistega. Lisauuringud on õigustatud, kui selleks vajalike andmete puudumine või kvaliteet ei võimalda kavandatava tegevuse võimalikke negatiivseid tagajärgi piisava usaldusväärsusega prognoosida. Selleks peab andme-vajadus olema selgelt määratletud.¹⁴⁶

Mõnikord ei ole taustkeskkonna kohta vajalikke mõõtmisandmeid olemas, kuid olemasolevad andmed võimaldavad käsitletava piirkonna taustatingimusi modelleerida.¹⁴⁷

4.3. Andmete kvaliteedi hindamine

Andmete kvaliteeti on otstarbekas hinnata püsivuse alusel. Püsivate hulka kuuluvad eelkõige geoloogilise ehituse ja kliima kohta käivad andmed. Mitmed keskkonnakaracteristikute, nagu taimkate, tehnorajatised, veekogude seisund jms, kohta käivad andmed on vananevad, mistõttu on kasutamisel vaja kontrollida andmete kehtivust. Mõnel pool on seatud selliste andmete kehtivuse ajaline piirang.¹⁴⁸

Paljudele keskkonnakaracteristikutele on omane suur ajaline ja ruumiline muutlikkus, mis võib toimuda samal ajal erinevates mastaapides. Niisuguste karakteristikute puhul on oluline silmas pidada, et andmeid ei kasutataks ega tõlgitsetaks viisil, milleks need alust ei anna: nt karakteristiku puhul, millele on omased suured juhuslikud lühiajalised muutused ja suur ruumiline ebahühtlus (muutlikkus), väikse-arvulistest andmetest üldistuste tegemine, esitades seda n-ö foonitasemena.

¹⁴⁶ Söderman (2005: 95) on leidnud Soome KMH praktikas, et sageli uuritakse seda, mida on mugav uurida, mitte seda, mida oleks vaja, mistõttu prognooside kvaliteet oli kehv. Austraalias ei ole kaadamise mõjude hindamisel vaja mitte ainult andmeid ohtlike ainete sisalduse kohta setetes, vaid ka nende seotud olekust vabanemise potentsiaali ja biokättesaadavuse (*bioavailability*) kohta. Eestis seda ei nõuta.

¹⁴⁷ Seda on nt teinud KUK, modelleerides välisõhu kvaliteeti Muuga sadama lähedal, tuginedes andmetele atmosfääriheidete suuruse kohta ning seirejaamade mõõtmisandmetele.

¹⁴⁸ Nt Austraalia süvendus- ja kaadamistöde juhendi kohaselt ei tohi setete keemilise koostise andmed olla vanemad kui viis aastat (National Assessment..., 2009).

Mitmete karakteristikute puhul, mida mõjude prognoosimisel ja hindamisel tuleb kasutada, võib olla eri allikates esitatud erinevaid arvvärtusi. Niisugusel puhul võib olla sobiv arvestada lisainformatsiooni (nt metoodika erinevused). Kui puuduvad mõjuvad argumendid ühe eelistamiseks, on põhjendatud n-ö halvima valimine: valida arvvärtus, mille puhul kiputakse negatiivset mõju pigem üle hindama, mitte alahindama.

KMH puhul tuleb tagada vastuvõetav teaduslik standard, mis tähendab vajadust kasutada kõiki kättesaadavaid asjakohaseid allikaid, sh teaduskirjandust, ning nende kriitilist hindamist (direktiiv 2014/52/EL; Principles..., 2003). See tähendab, et piirduda ei tohi lihtsalt käepäraste allikatega.¹⁴⁹

Keskkonnaregistri seaduse § 6 kohaselt ei tohi registrisse kandmata andmeid kasutada keskkonnalubade menetlemisel. Et see nõue ei satuks vastuollu üldisema nõudega, et keskkonnamõju hindamisel tuleks kasutada parimat kättesaadavat teavet, peab olema tagatud keskkonnaregistris olevate andmete täpsus ja täielikkus.¹⁵⁰

¹⁴⁹ Selline on tuginemine „guugeldamisel” kätetulevatele allikatele, ignoreerides erialakirjanduse andmekogusid ja katalooge. Ka Euroopa Kohus on seisukohal, et lähtuda tuleb parimatest teadussaavutustest (EK 07.09.2004, C-127/02).

¹⁵⁰ Need nõuded ei ole mõnikord täidetud – keskkonnaregistris võib tegelikult esineva olulise objekti kohta teave puududa, samas võib seal olla vananenud andmeid objektide kohta, mida tegelikult enam ei eksisteeri.

5. KMH algatamine

5.1. Algamise põhimõtted

Kogemused on näidanud, et teatavad tegevused ei põhjusta eeldatavasti kunagi ega kusagil olulist negatiivset keskkonnamõju ning samas on tegevusi, mille iseloomu või ulatuse tõttu on alust väita, et nad põhjustavad olulist keskkonnamõju alati. Nende kahe grupi vahele jäävad tegevused, millega sõltuvalt konkreetsetest oludest võib oluline negatiivne keskkonnamõju kaasneda või mitte kaasneda.

KMH algatamise või algatamata jätmise otsustab tegevusloa väljaandja, s.o otsustaja. Selleks peab tal olema kavandatava tegevuse kohta piisavalt arendajalt saadud informatsiooni. Minimaalne informatsioon, mida arendaja on kohustatud esitama, on määratud direktiivis 2014/52/EL (vt ka osa 4 „Lähteandmed“).

Et KMH algatamisvajaduse üle otsustamist lihtsustada, on koostatud tegevuste nimekirju, mille puhul KMH tuleb tingimata teha (neil on eeldatavasti alati ja kõigjal oluline negatiivne keskkonnamõju¹⁵¹), ja nimekirju tegevustest, mille puhul KMH pole vajalik (neil pole kunagi olulist negatiivset keskkonnamõju¹⁵²). Selliseid nimekirju on koostanud pangad oma klientide jaoks, rahvusvahelised organisatsioonid¹⁵³ ja neid on kehtestanud võimud õigusaktidega oma võimkonnas. Projektide puhul, mille KMH vajaduse/mittevajaduse üle otsustamisel ei saa sellistele nimekirjadele toetuda, tuleb teha nn eelhindamine, mille käigus kaalutakse tõendusmaterjali, otsustamaks olulise mõju ilmnemisevõimaluse reaalsuse üle. Seega põhineb keskkonnamõju hindamise vajalikkuse või mittevajalikkuse üle otsustamine ühel järgmistest alustest:

- 1) tegevuste nimekiri, mille korral hindamine on nõutav/ei ole nõutav;
- 2) eelhinnang;
- 3) arendaja vabatahtlik algatamistaotlus.

Euroopa Liidus KMH algatamise põhitingimused on sätestatud KMH direktiivis 2011/92/EL, kust need on üle võetud liikmesriikide õigusaktidesse (Eestis peamiselt

¹⁵¹ See võib täpsemalt olla keskkonnarisk – nt tuumajäätmete hoiupaikade puhul ju olulist mõju kui mõõdetavat muutust ei tarvitse olla, kuid on raskete tagajärgedega õnnetusjuhtumi tõenäosus, s.t risk.

¹⁵² Lisaks on ka tegevusi, millele KMH-d ei kohaldata.

¹⁵³ Nt FAO, 2011.

KeHJS § 6 ja § 11). Direktiivi lisas I on loetletud projektid, mille puhul KMH algatamine on kohustuslik. Peale selle on direktiivi lisas II loetletud projektid, mille puhul tuleb kaaluda, kas nende iseloomust, asukohast või suurusest tingitult võiks eeldada olulise keskkonnamõju põhjustamist, mistõttu on vajalik teha KMH;¹⁵⁴ lisas III on esitatud tingimused, mida kaalumisel tuleb arvestada. Direktiiviga 2014/52/EL tehti muudatus, mis lubab liikmesriikidel lisas II toodud projektide puhul kehtestada künniseid või tingimusi, mille alusel määratakse eelhindamise ja/või KMH mittevajalikkus või vajalikkus ilma eelhindamiseta (Art 1 (4)).

Liikmesriigid võivad direktiivis esitatud nõudeid täiendada, seades seal esitatud tegevuste suurusele rangemaid läviväärtusi ja lisades tegevusi. Erandjuhtudel võivad liikmesriigid mõne tegevuse puhul, hoolimata selle võimalikust olulisest keskkonnamõjust, jätta KMH nõude kohaldamata (eeldusel, et tegemist ei ole toimega Natura võrgustikku kuuluvale kaitstavale objektile). Sellised võivad olla riigikaitseprojektid ja hädaolukorras reageerimise projektid. Selle õiguse jätaavad liikmesriikidele direktiivi 2011/92/EL artikkel 2(4) ja direktiivi 2014/52/EL põhjenduspunkt nr 19 ning artikkel 1(3).¹⁵⁵

Vältida tuleb põhjendamatu mitmekordset hindamist. Mitmekordse hindamise vältimiseks võib olulist keskkonnamõju põhjustava tegevuse KMH jätta algatamata, kui selle keskkonnamõju on juba toimunud KMH-s või KSH-s hinnatud sellise põhjalikkusega, et otsustajal on tegevusloa andmiseks või andmata jätmiseks piisavalt teavet (KeHJS § 11). Selline olukord on võimalik näiteks juhul, kui KMH oli arendaja taotlusel algatatud ja nõuetekohaselt sooritatud enne loataotluse esitamist või kõiki olulisi mõjusid on käsitletud juba teise loa menetlemisel. Kui strateegilise planeerimisdokumendi KSH on algatatud põhjusel, et selle alusel kavandatakse tegevust, mille puhul on KMH nõutav vahetult (KeHJS § 6 lg 1 alusel) või mille puhul annab selleks aluse eelhindamine, võib mõnikord – kavandatava tegevuse kohta piisava teabe olemasolu korral – KSH olla toimunud KMH-le omase detailsusega (nn KMH täpsusega KSH). Piisav teave tähendab, et KSH tegemise ajal on edasised tegevused juba teada eelprojekti täpsusega, sh teave tehnoloogiast tulenevate esmast keskkonnamõju põhjustavate tegurite kohta. Kui arendaja esitab mitme loa taotluse, võib olla võimalik need ühildada üheks KMH menetluseks (KeHJS § 11).

¹⁵⁴ Praktikaks on tekkinud vaidlusi, kas mõni kavandatav tegevus mahub EIA direktiivi lisades mainitud projektide alla. Need vaidlused on lahendatud Euroopa Kohtus, leides, et oluline on sisu, mitte sõnastus (EK C-72/95). Euroopa Komisjon on välja andnud sellekohase juhendi (EC, 2015).

¹⁵⁵ Vt ka seda täiendavat Euroopa Komisjoni juhendit (EC, 2006).

5.2. Loa taotlemise eelne tegevus ja algatamine arendaja soovil

Juba projekti arendamise käigus on arendajal iseseisvalt või konsultantide abil võimalik hinnata, kas sellega võiks kaasneda olulist negatiivset mõju ja tekkida KMH kohustus. Kui tegemist on keskkonnajuhtimissüsteemi (nt ISO 14001 või EMAS-i järgivat) juurutanud organisatsiooniga, siis peaks kavandatava tegevuse keskkonnanäppide¹⁵⁶ tuvastamine ja nende poolt esile kutsutava keskkonnamõju hindamine olema juba keskkonnajuhtimissüsteemi funktsioon. Seetõttu on võimalik, et teatud määral hinnatakse keskkonnamõju – kuigi väljaspool n-ö ametlikku hindamist – juba projekti arendamise ajal.¹⁵⁷ Selle tulemuseks võib olla keskkonnanäppide, s.o positiivse keskkonnamõjuga projektilahenduste väljatöötamine koos negatiivse keskkonnamõju vähendamise ja vältimise abinõudega. Sealjuures ei ole aktsepteeritav projekti „viilutamine“ (nn *salami slicing*) – terviktegevuse jagamine väikesteks osadeks, mille negatiivne keskkonnamõju oleks ebaoluline, et niiviisi varjata olulist kogumõju ja seeläbi vältida KMH-d.¹⁵⁸

Loataotluse-eelne koostöö konsultandiga (kes ei tarvitse olla KMH juhtekspert) võib olla vajalik ka loataotluse juurde nõutava teabe kogumiseks (vt osas 4 „Lähteandmed“ eelhindamise puhul nõutavat teavet).

Loataotluse-eelne projekti n-ö mitteametlik keskkonnamõju hindamine ja projekti modifitseerimine, mis toimub väljaspool formaalset (KeHJS nõuetele vastavat) KMH-d, võib viia selleni, et viimase algatamiseks polegi enam alust. Siiski tuleb seda tegevust käsitleda KMH kontekstis, kuna ajendiks on eeldatavasti just võimalik KMH nõue.

Kui arendaja leiab juba varakult, et kavandatava tegevuse puhul on KMH kindlasti tulenevalt seadusest nõutav (kuulub tegevuste hulka, mille puhul KMH on kohustuslik) või on selle nõudmine küllalt tõenäoline KeHJS-s ette nähtud eelhindamise tulemusel, võib ta KMH algatamist taotleda enne tegevusloa taotluse esitamist, et kiirendada protsessi käiku. Kui arendaja soovib, võib KMH toimuda ehitusprojekti koostamise käigus. Selleks tuleb tal informeerida oma soovist otsustajat, kes algatab selle alusel KMH (KeHJS § 26). Arendaja soovil algatatud KMH läbiviimisel tuleb järgida KeHJS-is seatud nõudeid.

Tinglikult võib vabatahtlikuks pidada ka finantsinstitutsioonide nõudel tehtud KMH-d, kui see nõue ei tulene ühtlasi ka õigusaktidest.¹⁵⁹ Finantsinstitutsioonide nõuet ei tarvitse arendaja arvestada, kuid see tähendab ilmselt ka selle rahastamisest loobumist.

¹⁵⁶ Keskkonnanäpp on siin organisatsiooni keskkonnajuhtimises kasutatavas tähenduses.

¹⁵⁷ Seda on kinnitanud ka uuringud (nt Christensen *et al.*, 2005).

¹⁵⁸ Seda on rahvusvahelises praktikas täheldatud ja juhitud tähelepanu vajadusele seda takistada (EC, 2015).

¹⁵⁹ Kui tegemist on projektiga, mille puhul KMH nõue tuleneb ka seadusest, tuleks topelthindamise vältimiseks järgida KeHJS menetlusnõudeid.

5.3. Algamise vajaduse või mittevajaduse tuletamine normdokumentidest

Algamisvajaduse üle otsustatakse kahes etapis. Esmalt kontrollib otsustaja, kas kavandatud tegevus kuulub projektide hulka, mille puhul KMH on kohustuslik. Kui kavandatud tegevus ei kuulu selliste projektide hulka, järgneb eelhindamine. KeHJS paneb eelhinnangu andmise kohustuse otsustajale, kes võib kasutada asjatundjate abi.¹⁶⁰

Kui kavandatud projekt on osa suuremast projektist, tuleb KMH vajaduse üle otsustamisel silmas pidada kogu projekti mõju, et vältida olukorda, kus seeria väikseid olulise mõjuta jäänud projekte võimaldab suure projekti elluviimist ilma KMH-d algatamata (vt ka eestpoolt projektide „viilutamist“). KMH praktika on näidanud, et küsimus, kas konkreetset projekti tuleks käsitleda iseseisvalt või teiste osana või koosmõjus, võib tekitada vaidlusi.¹⁶¹ Sellisel puhul on määrav Euroopa Kohtu otsus. Seetõttu on kahtluse korral otstarbekas kõigepealt kontrollida, kas analoogse juhtumi kohta pole kohtulahendit juba olemas. Sellekohane informatsioon on kättesaadav kohtulahendite kogumikust (EC, 2013b). Kohtulahenditele tuginevad projektide tähenduse selgitused on esitatud Euroopa Komisjoni juhendis (EC, 2015).

Projektide seotuse kindlakstegemiseks on pakutud nn põhiprojekti/lisandi testi (*principal project/accessory test*), mis põhineb kahel kriteeriumil (Sheate *et al.*, 2005: 82):

- 1) sõltuvusel: kui põhiprojekti ei ole võimalik ellu viia, ilma et toimuks teine füüsiline tegevus, siis võib viimast pidada käsitletava projekti osaks;
- 2) seosel: kui põhiprojekti elluviimise otsus teeb vältimatuks teise projekti elluviimise otsuse, siis võib teist tegevust või projekti pidada põhiprojekti komponendiks.

Olukord on komplitseeritum, kui terviku moodustavad projektid, millel on erinevad arendajad ja otsustajad ning projektide loataotlused esitatakse ajalise nihkega. Samas võib selliste kaudsete, kaasnevate projektide mõjude arvestamine olla määrav põhiprojekti alternatiivide võrdlemise tulemusel seisukohalt.

Projektid, mille puhul KMH on kohustuslik. Eestis on tegevused, mille korral KMH on kohustuslik, loetletud KeHJS § 6 lõikes 1. Selles loetelus on nimetatud 38 tegevust, neist paljudele on lisatud ka tegevuse suurust iseloomustav läviväärtus (künnis), millest alates KMH kohustus tekib. KMH kohustus laieneb ka nimekirjas esitatud tege-

¹⁶⁰ Eelhinnangu võib otsustaja tellida asjatundjatelt, kes ei tarvitse olla litsentseeritud juhteksperdid. Sõltumata sellest, kas eelhinnang on tehtud otsustaja poolt konsultantide abi kasutades või mitte, vastutab selle eest otsustaja.

¹⁶¹ Šoti KMH juhend illustreerib seda järgmiste näidetega: 1) suurem tee-ehitusprojekt tingib killustiku vajaduse, mille rahuldamiseks lähikonnas rajatakse kaevandus; 2) rajatakse kalajahutemas, mille toormeks on planeeritud Põhjamere kalaliik. Juhendi kohaselt tuleb nii killustiku tootmise kui ka püügi-mahu mõju kalavarudele lugeda projektiga seotud kaudseks mõjuks ning hinnata (Scottish..., 2013).

vuste või käitiste muutmisele või ehitise laiendamisele, kui sellega ületatakse neile kohaldatud läviväärtust. Sealjuures tuleb läviväärtusega võrrelda lisatavat osa või muutust koos juba olemasoleva tasemega.

Eelhinnang. Kui KeHJS § 6 lg 1 nimetatud tegevust muudetakse, kuid mitte ulatuses, millega kaasneb KMH kohustus, tuleb otsustajal anda eelhinnang võimaliku olulise keskkonnamõju kohta.

KeHJS § 6 lg 2 esitab 21 tegevust, mille puhul tuleb kaaluda KMH vajalikkust. Eelhindamine on vajalik ka olemasoleva tegevuse või käitise muutmise või ehitise laiendamise korral. KeHJS § 6 lg-s 2 esitatud nimekirja täpsustab Vabariigi Valitsuse määrus nr 224 „Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb anda keskkonnamõju hindamise vajalikkuse eelhinnang, täpsustatud loetelu“, milles on esitatud peale tegevuste ka nende suurust iseloomustavad läviväärtused, mille korral eelhindamine on nõutav.

Rõhutatakse, et eelhindamise kohustus ei ole piiratud ainult loetletud tegevustega, on KeHJS § 6 lg 2 nimekirja lõppu lisatud p. 22: „*muu tegevus, mis võib kaasa tuua olulise keskkonnamõju*“. Ka nimetatud Vabariigi Valitsuse määruse § 16 (Muud juhud) sätestab, et eelhinnang tuleb anda ka määruses nimetatud tegevuse korral (samuti määruses nimetatud tegevuse või käitise muutmise või ehitise laiendamise puhul), kui see võib kaasa tuua olulise keskkonnamõju.¹⁶²

KeHJS § 6 näeb ette võimalust eelhindamine ära jätta tingimusel, et tegemist ei ole tegevusega, mille puhul eelhindamise nõue tuleneb KeHJS-st ja valitsuse ülal nimetatud määrusest ning kui *otsustaja on veendunud, et kavandatava tegevusega ei kaasne olulist keskkonnamõju* (v.a § 3 lg 1 p 2 nimetatud juhul: keskkonnamõju hinnatakse, kui oluline negatiivne mõju Natura alale pole välistatud).¹⁶³

Siinkohal tekivad küsimused:

- 1) mille põhjal saab otsustaja enne eelhindamist veenduda, et kavandatava projektiga ei kaasne olulist keskkonnamõju (mistõttu eelhindamist pole vaja) ning
- 2) kuidas saab otsustaja enne eelhindamist teada või mille põhjal järeldada, et nn muu projektiga võib kaasneda oluline mõju?

Oluline on silmas pidada, et millegi (praegusel juhul olulise mõju) võimatuse ning võimalikkuse tõendamine on olemuslikult erinevad: võimalikkuse tõendamiseks piisab ühest näitest, võimatuse tõendamine seisneb võimalikkuse kohta esitatavate

¹⁶² Asjaolu, et mingi tegevuse puudumine KMH direktiivis esitatud nimekirjast ei tähenda selle väljaarvamist eelhindamist vajavate tegevuste hulgast, on kinnitanud Euroopa Kohus. Et eelhindamise vajadusega tegevuste nimekirju tuleb käsitleda kui illustratiivseid, mitte ammendavaid, on rõhutatud ka KMH juhendites (nt Scottish..., 2013).

¹⁶³ Võimalik on eelhinnangu andmine hiljem, kui loataotluse menetlemise ajal ilmnevad selleks põhjust andvad asjaolud (KeHJS § 6).

väidete ümberlukkamises.¹⁶⁴ Veendumus eelhindamise mittevajalikkuses peab toetuma tõendusmaterjalile, mis lükkab ümber olulise mõju tekkevõimalused, s.t polegi midagi hinnata, või vähem range tingimusena – peab tekkevõimalust nii väikseks, et see ei vääri käsitlemist.¹⁶⁵

Olulise mõju tekkevõimalused välistavad seda esile kutsuvate tegurite (mõjurite) puudumine või olemasolevate mõjurite karakteristikud, mis välistavad otsese olulise mõju esile kutsumise tegevuskohal ja väljaspool projekti ala ning olulise kaudse mõju tekke, arvestades võimalikke mõjutatavaid keskkonnakomponente (sihtobjekte) – kui pole väärtuslikke objekte, mis võiks saada kahjustatud, siis ei saa olla ka olulist mõju. Tähtis on ka tegevuse ja võimaliku mõju vahelise põhjuse-tagajärje seose võimalikkus – kui seda pole, pole ka mõju.¹⁶⁶

Teine võimalus olulise mõju võimalikkuse (eelhindamise vajaduse) üle otsustada on toetumine sarnaste projektidega saadud kogemustele – kui on andmeid, et mõnes käsitletavale olukorrale lähedastes tingimustes on mõni neist tekitanud olulist keskkonnamõju, tuleks eelhindamine teha.

Kolmas võimalus on võrdlus projektidega, mille korral eelhindamine on nõutud. Kui käsitletava projekti potentsiaal keskkonnamõju tekitada (emissioonid, jäätmete teke, ressursimahukus jms) on lähedased projektidele, mille puhul eelhindamine on kohustuslik ja/või võimalik on koosmõju ilmumine (nt mitu inimeste tervist või elutingimusi mõjutavat tegurit), on eelhindamine õigustatud.

Põhimõtteliselt sama arutluskäik võib toimuda ka eelhindamisel, mistõttu vahe eelhindamise vajaduse kindlakstegemise ja eelhindamise enda vahel on ähmane: mõlemal puhul otsitakse vastust küsimusele, kas kavandatava tegevusega võiks kaasneda oluline keskkonnamõju või on see välistatud või väga ebatõenäoline.

Hindamise alus. Eelhinnangu andmisel tuleb lähtuda teguritest, mis jagunevad kolme põhigruppi: 1) mõju põhjustavat tegevust ja mõju tekitavaid tegureid iseloomustavad, 2) tegevuskohta ja selle ümbrust iseloomustavad ning 3) mõju (s.o keskkonnas tekkivat muutust) iseloomustavad. Nende sisu, mis tuleneb direktiivist 2014/52/EL lisast III, esitab keskkonnaministri määrus.

Eelhinnang peab esitama argumendid, mis näitavad, millist mõju kõnealune tegevus antud tegevuskohas ja selle ümbruses võiks esile kutsuda, aga ka seda, miks niisugust mõju peab või ei pea oluliseks pidama.

¹⁶⁴ Pole võimalik tõendada, et N pole kunagi varastanud (tema puhul on varastamine välistatud). Aga saab ümber lükata konkreetsed väited, nt et N varastas konkreetsel päeval konkreetses kohas auto, kui on tõendatud, et varguse toimumise ajal oli N sünnimuskohast kaugel.

¹⁶⁵ See tähendab, et riski hinnatakse tühiseks. Sel puhul tuleb peale tõenäosuse arvesse ka tagajärje (mõju) tõsidus/olulisus. Nt tuumaelektrijaama rajamisel arvestatakse ka riski, mis tuleneb lennuki võimalikust kukumisest sellele, muuseumi puhul mitte.

¹⁶⁶ Võimalik on ka koostada nimekiri toetavate, nn välistavate tegevuste kohta, mis suure tõenäosusega olulist ebasoodsat mõju ei tekita.

Seoses kasvava tähelepanuga kliimamuutustele ning elurikkuse (bioloogilise mitmekesisuse) kaitsele, on peetud vajalikuks ka nende aspektide esiletoomist nii eelhindamisel kui ka järgmistes etappides (EC, 2013a).¹⁶⁷ Kliimamuutuste puhul soovitakse silmas pidada nii projekti mõju kliimamuutustele, kliimamuutuste osa projekti tekitatavate mõjude kujunemisel kui ka vastupidist – kliimamuutuste mõju kavandatavale tegevusele, sh võimalike erakordsete loodusnähtuste (tormid, üleujutused jms) mõju kavandatavale tegevusele. Mõju kliimale piirdub praktikas peamiselt kasvuhoonegaaside heite arvestamisega.¹⁶⁸ Mõju elurikkusele kujuneb ökoloogilise mõju kaudu, ei saa eristada sellest eraldi seisvat elurikkuses avalduvat mõju (nt ökoloogias kasutatavad liigilist mitmekesisust iseloomustavad näitajad iseloomustavad elurikkust liigi tasandil).

Otsustaja abistamiseks eelhindamisel on Euroopa Komisjoni sellekohane juhend (Euroopa Komisjon, 2005b), milles on kaks küsimustikku: 1) eelhindamise kontroll-leht, mis aitab mõjude olemasolu tuvastada, ning¹⁶⁹ 2) hindamiskriteeriumide kontroll-leht, mis peaks aitama hinnata, kas mõju on oluline (sisaldab selliseid küsimusi nagu: kas keskkonnatingimustes toimub suur muutus?, kas mõju selles piirkonnas on ebatavaline?, kas mõjutatakse suurt ala? jne). Esitatud küsimused ja vastused sisaldavad endas hinnanguid („suur ala“, „transpordi oluline mõju külale“ jms. Lahetiseks on jäetud, mille alusel on otsustatud, milline ala on suur, milline keskmine ja väike; milles õieti seisneb oluline mõju külale – kas liikluse ajutine suurenemine on tingimata oluline mõju? Tähtis on mõista, et mõju iseloomustamine asjakohaste tegurite alusel ei anna iseenesest vastust küsimusele, kas mõju on oluline, viimane nõuab täiendavat otsustust, kus on piir olulise ja mitteolulise vahel ning kuidas see kujuneb mitme teguri koosarvestamisel.¹⁷⁰

Esmane kriteerium mõju olulisuse hindamisel on selle suuruse võrdlemine keskkonna kvaliteedi piirväärtustega. Need on kehtestatud ainult piiratud funktsioone, eeskätt inimeste tervist silmas pidades. Sealhulgas ei kata nad ka kõiki inimese tervist mõjutavaid tegureid ja nende kumulatiivseid mõjusid, mõju kultuuripärandile ning mõju bioloogilisele mitmekesisusele, mis kujunevad sageli kaudsete mõjudena. Euroopa Komisjon on koostanud ka küsimustikud, abistamaks eelhindamisel kliimamuutuste ja elurikkuse käsitlemist (EC, 2013a). Eelhindamisel võib abi olla lihtsatest halvima variandi arvutustest.

¹⁶⁷ Bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni järgi tähendab bioloogiline mitmekesisus mis tahes päritoluga elusorganismide rohkust *inter alia* maismaa-, mere- jt veeökosüsteemides ning neid hõlmavares ökoloogilistes kompleksides; see sisaldab ka liigisisest, liikidevahelist ja ökosüsteemidevahelist mitmekesisust. Artikkel 14 sätestab, et bioloogilisele mitmekesisusele potentsiaalselt kahjulike projektide keskkonnamõju tuleb hinnata (RT II 1994, 13, 41).

¹⁶⁸ Direktiiv 2014/52/EL nimetab mõjuna kliimale kasvuhoonegaaside heidet.

¹⁶⁹ Tegelikult tuleb ka esimesel kontroll-lehel esitatud küsimustele vastates anda hinnang mõju olulisusele – seda küsitakse otse.

¹⁷⁰ Vt osa 2 „Keskkonnamõju olulisuse käsitlused“.

Näide 5.1

Kui küsimus on selles, kas kavandatava tegevusega kaasnev põhjaveetaseme alandamine võiks mõjutada lähima asustuse kaevude veetaset, võib abiks olla depressioonilehtri maksimaalse raadiuse arvutamine järgmisel viisil:

$$R = 2S(k*H)^{0,5}$$

kus

R on alanduslehtri raadius (m);

S on veetaseme alandus (m);

K on filtratsioonikoefitsient (m/d).

Kui filtratsioonikoefitsiendi täpne suurus pole teada, saab võtta selle tõenäosusjaotuse, nt log-normaalse funktsiooni vahemikus 1...20 ning veekihi paksuseks samuti selle tõenäosuse jaotuse mingis vahemikus. Monte Carlo simulatsiooniga saab leida lehtri maksimaalse raadiuse nt 99% tõenäosusega (Reinsalu, 2011).

Eelhindamise järeldused. Kavandatava tegevuse võimaliku keskkonnamõju üle otsustamisel on võimalik jõuda järgmistele järeldustele:

- 1) tegevusega olulist negatiivset keskkonnamõju eeldatavalt ei kaasne;
- 2) tegevusega kaasneb oluline keskkonnamõju, mis on kõrvaldatav;
- 3) tegevusega eeldatavalt kaasneb oluline keskkonnamõju, mille leevendamise/kõrvaldamise võimalus (vajalikud keskkonnameetmed) ei ole selge;
- 4) tegevusega kaasnev mõju ei ole selge.

Esimese variandi puhul pole KMH vajalik.

Teise variandi korral on peetud võimalikuks ka KMH algatamata jätmist, kui on tagatud, et negatiivset mõju vähendatakse sedavõrd, et see muutub ebaoluliseks (Canter, 1996: 25). Selle seisukoha järgi ei ole mõtet alustada KMH-d, kui juba eelhindamise tulemusel on saadud mõju kohta ammendav informatsioon ning on kindel, et rakendatakse meetmeid mõju vähendamiseks vastuvõetavale tasemele. Kõige tähtsam on siinjuures nende meetmete rakendamise kindlus. Kindlust peetakse piisavalt tagatuks, kui meetmed on projekti osa (Scottish..., 2013).¹⁷¹

Olulist keskkonnamõju põhjustava tegevuse korral võib KMH algatamata jätta ka juhul, kui eelhindamisel selgub, et kavandatava tegevuse keskkonnamõju on juba varasema keskkonnamõju hindamise või keskkonnamõju strateegilise hindamise käigus asjakohaselt hinnatud ja otsustajal on tegevusloa andmise üle otsustamiseks piisavalt teavet (vt ka eespool kordushindamise vältimise kohta). Seetõttu on võimalik, et ka teise variandi puhul ei ole KMH algatamiseks põhjust. Sealjuures on oluline, et eelmine hindamine on ammendavalt käsitletud kõiki võimalikke olulisi mõjusid.

Kolmanda variandi puhul tuleb KMH algatada, et saada täpsemad andmed mõju kohta ja leevendusmeetmete (keskkonnameetmete) määramiseks.

¹⁷¹ Sellised on nt projektis sisse viidud muudatused, millega vähendatakse müra.

Neljanda variandi puhul on KMH algatamist peetud vajalikuks ettevaatusprintsiibist lähtudes, käitumist põhimõttel „vaatame töö käigus, mis juhtub, ja vajaduse korral reageerime“ ei peeta õigeks (Scottish..., 2013).

Erialakirjanduses ja õigusaktides ei ole väidetud, et eelhindamisel tuleb välja selgitada kavandatava tegevuse kõik eeldatavasti olulised mõjud. Eelhindamise alusel KMH algatamiseks on piisav tuvastada ainult üks kavandatava tegevuse eeldatavalt oluline mõju.¹⁷² Seevastu mittealgatamise otsus eeldab, et ei teki ühtki eeldatavalt olulist mõju või kõigi eeldatavalt oluliste mõjude ja nende puhul rakendatavate keskkonnameetmete kohta on juba olemas ammendav teave.

Natura võrgustiku kaitsealasid puudutavate projektide eripära. Natura hindamise nõue, mis tuleneb loodusdirektiivi artikli 6 lõikest 3 kohaldub projektidele, mis ei ole otseselt seotud kaitseala kaitsekorraldusega või ei ole selleks otseselt vajalikud. Selliste projektide puhul võib hindamise ära jätta vaid tingimusel, et objektiivse teabe põhjal ja võttes eelkõige arvesse selle ala iseloomulikke tunnuseid ja eriomaseid keskkonningimusi **on välistatud**, et sellel on eraldi või koos muude kavade või projektidega nimetatud alale oluline mõju (vt ka osa 1.6.2 „Seos Natura hindamisega“).

Kui KMH algatatakse eelhindamise alusel, teeb otsustaja kindlaks Natura eelhindamise vajaduse ning selle vajaduse korral ka eelhindamise. Kui KMH algatatakse vahetult seaduse põhjal (KeHJS § 6 lõikes 1 loetletud tegevuste puhul), näeb juhend (Aunapuu & Kutsar, 2013) ette, et Natura eelhindamine tehakse KMH kavandamise (programmi koostamise) etapis, kusjuures seda ei tee otsustaja, vaid keskkonnaekspert.

Algatamine üldsuse surveel. Avalikkusel võib olla mure kavandatava tegevuse keskkonnamõju pärast ning soov, et KMH algatatakse ka siis, kui otsustaja ja teda nõustanud asjaomaste asutuste ning ekspertide arvates pole alust eeldada olulise keskkonnamõju teket. Lahkarvamused KMH vajalikkuse kohta võivad tuleneda erinevatest väärtushinnangutest ja riskitajumise erinevustest (vt osa 2 „Keskkonnamõju olulise käsitlused“).

KMH algatamist üldsuse surveel on peetud võimalikuks, kuid sellele on pööratud erialakirjanduses vähe tähelepanu. Enamasti ei ole avalikkus kaasatud eelhindamisse – seda ei nõua otseselt ka KMH direktiiv.¹⁷³ Ka KeHJS ei anna otsustajale alust algatada KMH pelgalt avalikkuse surveel. Keskkonnamõjuks ei peeta avalikkuse muret iseenesest.

¹⁷² KMH algatamise korral tuleb ülejäänud olulised mõjud tuvastada kavandamise etapis, selle käsitlusala määramisel.

¹⁷³ Direktiiv 2014/52/EL seletuspunkt 29 mainib, et hea haldustava eeldab üldsuse ettepanekute arvestamist. Leedus kaasatakse eelhindamisel avalikkust ja võetakse arvesse avalikkuse seisukohti (Kruopine *et al.*, 2009).

5.4. KMH algatamise või algatamata jätmise otsustamine ja sellest teatamine

KMH algatamise (algatamata jätmise) üle otsustamise korra määrab KeHJS.

Kohustusliku KMH tegevuste korral ei ole otsustajal vaja KMH algatamisnõuet peale viitamise vastavale punktile KeHJS § 6 lg 1 nimekirjas täiendavalt põhjendada.

Eelhindamise alusel keskkonnamõju hindamise vajalikkuse üle otsustamisel peab otsustaja küsima enne otsuse tegemist seisukohta kõigilt asjaomastelt asutustelt, esitades neile seisukoha võtmiseks otsuse eelnõu (KeHJS § 11).

Kui kavandatav tegevus võib eeldatavalt mõjutada Natura 2000 võrgustiku ala, kaitseala, hoiuala, püsielupaika või kaitstavat looduse üksikobjekti, kooskõlastab otsustaja kavandatava tegevuse keskkonnamõju hindamise algatamata jätmise otsuse eelnõu nimetatud kaitstava loodusobjekti valitsejaga (KeHJS § 11).

Otsus tehakse eelhindamise tulemuste ja asjaomaste asutuste seisukohti arvestades 90 päeva jooksul alates arendaja poolt esitatud andmete saamisest ning otsusele lisatakse eelhindamise tulemused. Keeruliste juhtumite korral võidakse tähtaega põhjendatult pikendada (KeHJS § 11).

Algatamisest või mittealgatamisest teatamise korra määravad KeHJS, HMS, KeÜS ning konkreetse tegevusloa menetlemist reguleerivad õigusaktid.

Kavandatava tegevuse keskkonnamõju hindamise algatamise või algatamata jätmise otsuse sisu määrab KeHJS § 11.

Keskkonnamõju hindamise algatamisest või algatamata jätmisest teavitab otsustaja menetlusosalisi ja isikuid, kelle õigusi keskkonnaloa andmisega või selle andmisest keeldumisega võidakse rikkuda või kelle kohustusi puudutada (KeHJS § 12; KeÜS § 46).

Avalikkust teavitatakse teatega Ametlikes Teadaannetes (<https://www.ametlikud-teadaanded.ee>) vastavalt KeHJS §-is 12 ning HMS §-des 25–32 määratud korrale. Ehitusloa või ehitise kasutusloa andmise korral teavitatakse keskkonnamõju hindamise algatamata jätmisest riikliku ehitisregistri kaudu (KeHJS § 12).

Otsuse vaidlustamine. Nii KMH algatamist või algatamata jätmist kui ka menetlustoimingut saab vaidlustada halduskohtus. Euroopa Kohtu otsuse kohaselt on nn asjaomase üldsuse hulka kuulujatel õigus KMH algatamata jätmise otsus vaidlustada (EK C570/13). Ka arendaja võib vaidlustada KMH algatamise otsuse.¹⁷⁴

¹⁷⁴ Näiteks leidis Tallinna Halduskohus, et KMH algatamine polnud õiguspärane (haldusasi nr 3-08-2114).

6. KMH kavandamine

6.1. Taust

Pärast KMH algatamisotsust algab KMH kavandamine – KMH programmi koostamine. KMH kavandamisel määratakse kindlaks, milliseid keskkonnamõjusid hindama hakatakse (käsitlusala), kes hindavad (eksperdirühm), kuidas hinnatakse (metoodika), kuidas kaasatakse avalikkust, ning koostatakse KMH-s ette nähtud tegevuste ajakava. KMH programm peab tagama, et hindamisele tulevad kõik eeldatavalt olulised keskkonnamõjud ning hinnatakse usaldusväärsel viisil ja ressursse ei kulutata ebaoluliste mõjude käsitlemisele ega mittevajalikele tegevustele.

KMH programmi koostamine toimub arendajal koostöös hindamisteenust pakkuva organisatsiooni litsentseeritud KMH eksperdiga (juhteksperdiga), kes kavandamist juhib, korraldades koostööd teiste asjaosalistega, sh huvigruppidega. Viimastele tagab osavõtuvõimaluse KMH programmi avalikustamisele kehtestatud kord (KeHJS § 16). Käsitlemisele tulevate mõjude kindlaksmääramine, s.o käsitlusala määramine¹⁷⁵ on kavandamise keskne ülesanne. See tähendab objektide kindlaksmääramist, mille/kelle muutusi hakatakse prognoosima ja hindama.

Programmi vastavust selle sisule esitatud nõuetele, asjakohasust ja piisavust ning vastuväidete ja ettepanekute arvestamist või mitteamvestamise põhjendatust kontrollib lõpuks otsustaja. KMH esmane ülesanne on teavitada otsustajat asjaoludest, mille arvestamine võimaldab teha paremat otsust, vältides põhjendamatu negatiivset keskkonnamõju, seetõttu peaks otsustaja olema programmi põhjal veendunud, et KMH annab talle piisavalt asjakohast teavet.

Kavandamine koosneb üksteisega sisuliselt seotud osadest (joonis 1.3). Tähtis on silmas pidada, et kavandamine ei ole lineaarne, ühest etapist teise kulgev tegevus, vaid iteratiivne protsess, kus on vastastikused seosed ja võimalikud kordused.

¹⁷⁵ KeHJS kasutab terminit „hindamise ulatus“. Ulatuse all mõistetakse KMH kirjanduses ruumilist ulatust (*extent*), kasutan siin *scope* vastena käsitlusala.

6.2. Kavandatava tegevuse eesmärk

Kavandatava tegevuse eesmärgi sõnastab arendaja. Eesmärgi sõnastamisest sõltub oluliselt KMH sisu. KMH peab muu hulgas tagama, et kaalutakse erinevaid võimalusi (alternatiive) kavandatava tegevusega taotletud eesmärgi saavutamiseks. Kui eesmärk ei ole selgelt ja ühemõtteliselt määratletud, pole võimalik selle saavutamise teid määratleda – s.t et pole võimalik otsustada, milliste alternatiivide keskkonnamõjusid tuleks hinnata. Sellest, kuidas eesmärk on defineeritud, sõltub võimalike alternatiivide hulk ning KMH käsitusala ja eksperdirühma koosseis. Seetõttu algab kavandamine projekti eesmärgis selguse saamisega.

Arendaja, otsustaja ja huvigruppide seisukohad kavandatava tegevuse eesmärgi suhtes ei tarvitse kattuda.¹⁷⁶ Sel juhul, eriti kui tegemist on avaliku sektori taristuprojektidega, oleks kavandamisel asjakohane ka arutelu, mis on vajadus, mida kavandatav tegevus püüab rahuldada, et vältida tegevuse eesmärgi liiga kitsast määratlemist. Erasektori projektide puhul, mille põhieesmärk on teenida kasumit, jääb konkreetse projekti eesmärgi määratlemine arendaja otsustada. Lisaks vt eesmärgi ja alternatiivide seose kohta alaosast 6.4 „Alternatiivid“.

6.3. Huvigrupid ja avalikustamine

Asjaomased asutused ja huvigrupid, keda kindlasti tuleb kaasata KMH programmi koostamisse, loetleb KeHJS § 16 lg 3. Kavandamisel tuleb otsustada, kas avalikustamisel on otstarbekas piirduda KeHJS-s ette nähtud miinimumnõuetega või soovitakse kaasata rohkem huvigruppe ja avalikkust ning rohkem nende sisulist kaasamist – nt kaasamist juba kaasamiskava koostamisel, sh kaasamismooduste ja täiendavate kaasamisetappide valimisse. Otsustamisel võivad olla aluseks nii põhimõtted (arendaja peab koostööd avalikkusega väga oluliseks) või praktilised kaalutlused (parem on suhelda rohkem varakult omal algatusel kui hiljem konflikte lahendada).

Kui laialt avalikkust kaasata, sõltub projekti mastaabist – riiklikult suure mõjuga ja kõlapinnaga projektide puhul võib see hõlmata peaaegu kogu elanikkonda. Teatud vaeleavaldused tulevad ilmsiks, kui kaasamata avalikkus hakkab ise reageerimiseks organiseeruma ja meedia kaudu osalema.¹⁷⁷

Erinevate alternatiividega võivad olla seotud erinevad huvigrupid. Seetõttu on huvigruppide määratlemine seotud alternatiivide määratlemisega. Samas on ka vastupidine seos – huvigrupid võivad pakkuda täiendavaid alternatiive.¹⁷⁸

¹⁷⁶ Selle näiteks sobib diskussioon Rail Balticu eesmärgi üle.

¹⁷⁷ Vt Ühiskonnategelaste pöördumine „Eesti rahva ja maa tuleviku nimel tuleb peatada Rail Balticu rajamine kavandatud kujul“, PM 30.09.2016.

¹⁷⁸ Vt Rein Kalberg „Rail Baltic soodsamalt ja vähem valulikul“. PM, 11.10.2016.

Huvigruppide kaasamise aeg ja viis tuleb kindlaks määrata ning see moodustab osa KMH programmist. Kaasamise korraldamisel tuleb silmas pidada, et selleks planeeritakse huvigruppidele piisavalt aega asjakohaste materjalidega tutvumiseks ja oma seisukohtade kujundamiseks. Vajalik aeg sõltub nii projekti iseloomust kui ka avalikustamise perioodist. Kui avalikustamiseks planeeritud tegevused satuvad perioodi, kus võib eeldada, et huvigruppidel tekib osalemisel takistusi, nt kui samal perioodil on riiklikke pühasid või see kattub tavapärase puhkuste perioodiga, tuleb tutvumiseks, sh avalikuks väljapanekuks planeerida rohkem aega. Mõistagi ei ole sobiv ka avalike arutelude ajaks planeerida puhkuste tippaega või vahetult püha-eelset või -vahelist aega. Peale kohustusliku (üldise) kaasamiskava võib olla detailsem kaasamiskava kui ekspertiisühma oma töödokument.

Kaasamisel oluliste tegurite ja kaasamise korraldamise kohta vt lisaks osa 3 „Suhtlemine avalikkusega ja huvigruppide kaasamine”.

6.4. Alternatiivid

Alternatiivide määratlemisest algab KMH käsitusala (ulatuse) kindlaksmääramine. Alternatiivide käsitlemise tähtsus tuleneb seisukohast, et KMH on mõeldud otsuste parandamise vahendiks. Hea otsus tähendab otsust, mis muu hulgas võtab arvesse kõiki eesmärgi saavutamise võimalusi (vt ratsionaalse otsustamise kohta osast 1.2 „Teke ja levik”), seetõttu oleks alternatiivide käsitlemata jätmisel KMH eesmärk põhimõtteliselt saavutamatu (mis ei välista seda, et ka ainult ühe variandi käsitlemisel võib selle negatiivsete mõjude leevendamismeetmete leidmine olla positiivne tulemus). Alternatiivide käsitlemine on eeltingimus, et püütakse leida parim lahendus, mitte piirduda ainult esitatud lahenduse minimaalsetele keskkonnanõuetele vastavuse kontrollimisega (halvim veel vastuvõetav lahendus) või selle keskkonnasõbralikumaks kujundamisega.

Korduvalt on tuvastatud, et alternatiivide käsitlemine on üks nõrgimatest kohtadest rahvusvahelises KMH praktikas (nt Pope *et al.*, 2013; Steinemann, 2001).¹⁷⁹ KMH direktiivi esimeses versioonis oli alternatiivide käsitlemise vajadus sõnastatud viisil, mis võimaldas selle tõlgendamist soovitusena. Seetõttu tihti alternatiive ei käsitletudki. Hiljem (1997) sõnastust täpsustati ja direktiiv 2014/52/EL esitab selgelt alternatiivide käsitlemise nõude (p 31).

On leitud, et puudused alternatiivide käsitlemisel saavad alguse kavandatud tegevuse eesmärgi liiga kitsast sõnastusest, millest tuleneb alternatiivide valiku põhjendamatu piiramine, kuna arendajad kalduvad liiga palju kinni hoidma projekti eesmärgi esialgselt formuleeringust (Steinemann, 2001). Suurte taristuprojektide puhul on võimalik, et kavandatava tegevuse eesmärk (ning alternatiivsed lahendused)

¹⁷⁹ Avalikkuse kaasamise ja kumulatiivsete mõjude käsitlemise kõrval.

saavad paremini mõistetavaks vajaduse (probleemi) sõnastamise kaudu. Võimalik, et üldisema eesmärgi silmaspidamine näitab ka probleemi lahendusi (alternatiive) uuel tasandil (see võib tähendada, et lahendust tuleb otsida strateegilisel tasandil, nt planeeringu kaudu).

Alternatiivide kogumi sõltuvust eesmärgi sõnastusest illustreerib alljärgnev näide:

Näide 6.1

Eesmärk 1: rajada punkti A ja B ühenduseks raudtee.

Alternatiivide hulk piirdub raudteetrasside variantidega.

Eesmärk 2: tagada teatavas mahus kaupade ja inimeste sujuv liiklus punkti A ja B vahel.

Alternatiivide hulka võivad kuuluda erinevad transpordiliigid, peale raudtee ka nt maanteetransport, meretransport, lennuühendus (sh nende kombinatsioonid ning kõigi erinevad variandid).

Eesmärk 3: tagada punktide A ja B vahelist liikluskoormust põhjustavate tegurite (teenused jms) kättesaadavus viisil, mis vähendab nendevahelist liikluskoormust. Sel juhul oleks tegemist juba ruumilise planeerimise ja arengukavade alternatiividega, mida käsitletakS KSH raames.

Alternatiivide esitamine on avatud kõigile KMH osapooltele. Eeldatavasti kaalub arendaja juba projekti algfaasis erinevaid variante. Hiljemalt programmi koostamise ajal saavad alternatiive pakkuda konsultandid (KMH eksperdid), asjaomased asutused, otsustaja ning avalikkus. Tähtis on, et käsitletavate alternatiivide hulgast ei puuduks ükski reaalne alternatiiv seetõttu, et kavandamise ajal seda lihtsalt ei märgatud. Vältida tuleb nn libaalternatiivide esitamist, s.o arendaja soovitud variandi kõrvale teadlikult sellest halvemate variantide esitamist eesmärgiga täita alternatiivide esitamise nõue, kuid tekitada vaid näiline valik, mis tagab arendaja soovitud variandi paremuse.

Alternatiivide määratlemine peaks olema loominguine. Oluline on, et ükski kaalumist vääriv lahendus ei jää tähele panemata. Piirduda ei tuleks tuttavate, juba varasemate sama tüüpi projektide puhul käsitletud alternatiividega, vaid olla avatud uutele lahendustele. Selle saavutamist toetab kaheastmeline lähenemine. Esmalt püütakse formuleerida kõiki mõeldavaid alternatiive, kasutades erinevaid töövorme: arutelusid (ajurünnakuid), kaasata asjatundjaid ja avalikkust. Järgnevas näites 6.2 on esitatud KMH programmi avalikustamisel esitatud lisaalternatiivid:

Näide 6.2

Ehituslubjakivi kaevandamine Väo lubjakivimaardla Loo lubjakivikarjääris

Keskkonnamõju hindamise programm (2010).

Kavandatava tegevuse alternatiivid:

- *1-alternatiiv e kavandatav tegevus – mäeeraldis 41,5 ha, lubjakivi maht 2 668 000 m³, mäekombain, purustussõlm,*
- *2-alternatiiv, väiksem mäeeraldis, väiksem maht, sama tehnoloogia,*
- *3-alternatiiv, maht sama, mis 1-alternatiiviga, kuid tavapärane puur-lõhketööde meetod,*
- *4-alternatiiv, Loo karjääri ei rajata*

Programmi avalikul arutelul ette pandud täiendavad alternatiivid:

- 1. alternatiiv – asendada paekivi graniitkillustikuga,*
- 2. alternatiiv – killustiku toomine põlevkivikaevandusest,*
- 3. alternatiiv – Peterburi mnt ja raudteed võiks kaevandada süvendisse, kust saadakse vajalik paekivikillustik teiste teede ehitamiseks.*

Seejärel sõelutakse nn eelvaliku käigus välja variandid, mis väärivad edasist analüüsi (nn reaalsed alternatiivid), jättes kõrvale need, mis ei ole mingil põhjusel rakendatavad. Kõrvalejätmise põhjus võib olla mittevastavus kavandatud eesmärgile, mittevastavus poliitika¹⁸⁰ või õigusakti nõuetele, puuduv tehniline lahendus või ebamõistlikult kõrge hind. Kõigi nimetatud takistuste puhul tuleb silmas pidada muid asjaolusid, mis võivad kõrvalejätmist mõjutada: õigusaktiga vastuolus olev alternatiiv väärrib kaalumist, kui on põhjust eeldada, et takistavat õigusakti muudetakse. Suur projekt võib anda tõuke välja töötada uudne tehniline lahendus. Ebamõistlikult kõrge hind on objektiivne takistus, kuid ka piir liiga kõrge ja veel vastuvõetava vahel ei tarvitse olla väga kindel.¹⁸¹ Alternatiiv võidakse kõrvale jätta, kui osapooled on üksmeelsed, et see põhjustaks täiesti vastuvõetamatu keskkonnamõju.¹⁸²

Ebareaalsed alternatiivid tuleb edasisest käsitlest kõrvaldada kavandamise ajal, et vältida põhjendamatu tööd.

Alternatiivide kaalumise ja nende kõrvalejätmise põhjus peab olema dokumenteeritud, et hilisemate võimalike küsimuste korral saaks kõrvalejätmise põhjendatust tõendada. Kaalumise ja kõrvalejätmise selge esitamine on leitud olevat levinud puudus. Steinemanni (2001) uuring näitas, et paljudel juhtudel põhjenduseks esitatud ebapiisav kuluefektiivsus osutus liiga kitsa lähenemisviisi tõttu küsitavaks.

¹⁸⁰ Poliitika tähendab siin mis tahes strateegilist kava.

¹⁸¹ Siin on toeks tulu-kuluanalüüs ning olulised võivad olla ka asjaolud, mis ei tarvitse olla rahas väljendatavad. Nt Berliini blokaadi ajal valisid lääneriigid selle varustamiseks õhusilla, alternatiiviks oli selle minek Nõukogude Liidu mõjutsooni.

¹⁸² Niisugune põhjus võib olla vältimatu oluline negatiivne mõju kaitstavale objektile.

Kui muutunud asjaolude tõttu mõni alternatiiv osutub ebareaalseks hindamise ajal, siis on õige see ka edaspidisest käsitlesest kõrvaldada. Võimalik on ka vastupidine – kui hindamise ajal selgub, et muutunud olukorras on esialgu ebareaalseks tunnistatud alternatiiv reaalne, tuleks see käsitlemisse võtta. Mõlemal juhul on tegemist KMH programmi sisulise muutmisega, millest tuleks menetlusosalisi ja huvigruppe informeerida, et vältida hilisemaid arusaamatusi (näide 6.3).

Näide 6.3

Maantee rekonstrueerimise eelprojekti keskkonnamõju hindamisel olid osapooled eelvalikus kokku leppinud kolmes teekoridori variandis, mis dokumenteeriti. Pärast seda kvalifitseeriti arendaja soovil neist üks ebareaalseks (ebamõistlikult kõrge hind) ning jäeti hindamisest välja. Huvigrupid avastasid selle alles aruande avalikustamisel. Tulemuseks oli tõsine konflikt ning süüdistused eksperdi aadressil.

Käsitlemisele jäetud alternatiivid peaksid hõlmama kõiki soovitud eesmärgi saavutamise reaalseid põhimõttelisi lahendusi. Alternatiivid võivad seisneda:

- tegevuse asukohas;¹⁸³
- tehnilises lahenduses;
- kujunduses;
- suuruses;
- tegevuste paigutuses valitud tegevuskohas;
- tegevuse ajas.¹⁸⁴

Alternatiivide all tuleb mõista eelkõige projekti eesmärgi saavutamise põhimõtteliselt erinevaid variante. Sellised on erinevad tegevuskohad ja erinevad tehnilised lahendused (näide 6.4).

Näide 6.4

Tahkete jäätmete käitlemisettevõtte rajamise KMH käsitletud alternatiivid (M.E.E.A Ltd, 2005):

Alternatiiv 1. Jäätmeheidla

Alternatiiv 2. Komposteerimine

Alternatiiv 3. Aeroobne lagundamine

Alternatiiv 4. Põletamine

Alternatiiv 5. Pürolüüs

KMH praktikas ei ole hakatud alternatiivideks pidama mitte ainult kavandatava tegevuse kui terviku eesmärkide saavutamise variante, vaid ka selle üksikute komponentide eesmärkide variante (näide 6.5).

¹⁸³ Silmas pidades planeeringute ja olulise ruumilise mõjuga ehitiste asukoha eelvalikut.

¹⁸⁴ Seda võib olla otstarbekam käsitleda negatiivsete mõjude leevendusmeetmena. Vt ka osa 7.3 „Ebasoodsate mõjude leevendamine”.

Näide 6.5

Soojuselektrijaama KMH-s käsitletud alternatiivid (Ninham Shand, 2007):

- 1) asukohad (kaks alternatiivi);
- 2) põletusmeetodid;
- 3) jahutusmeetodid;
- 4) tuha ladustamise viisid;
- 5) juurdepääsuteede paigutus.

Otstarbekas võib olla eristada peamisi alternatiive ning nende alavariantidena vähem erinevaid lahendusi.

Käsitletavate alternatiivide hulka kuulub üldjuhul ka nn 0-alternatiiv, mis tähendab kavandatavast projektist mis tahes kujul loobumist. 0-alternatiiv näitab kavandatava tegevuse võimalikes asukohtades arengud, mis eeldatavasti toimuksid seal kavandatava tegevuseta. 0-alternatiiv annab aluse, mille suhtes prognoosida ja hinnata projekti poolt esile kutsutud mõjusid. 0-alternatiivi ei ole selles mõttes reaalne alternatiiv, et see ei taga projektiga taotletud eesmärgi saavutamist. Võib olla olukordi, kus see on ainuvõimalik valik, kuna kõik muud alternatiivid põhjustavad vastuvõetamatu keskkonnamõju. Mõnikord pole 0-alternatiiv võimalik põhjusel, et projektist loobuda on võimatu, sest seda nõuab õigusakt või tegelik olukord (näide 6.6).

Näide 6.6

- 1) *Kavandatav tegevus on prügilade sulgemine. Prügilad tuleb pärast kasutusaja lõppu nõuetekohaselt sulgeda, kusjuures sulgemisprojektidele tuleb teha KMH (KeHJS § 28). Seega on võimatu 0-alternatiiv, s.t prügilade sulgemata jätmine.*
- 2) *Püüasustusega väikesaare sadam ei vasta kehtestatud nõuetele, selle ümberehitamiseks tuleb teha KMH. 0-alternatiiv oleks peatselt sadama sulgemine ning saareelanike ühendustee katkemine, mis teeks seal elu võimatuks. See lahendus oleks regionaalpoliitika seisukohalt vastuvõetamatu.*

Reaalsete valikuvariantide hulk sõltub olukorrast. Suuremad valikuvõimalused, sh asukoha valikuks, on suurte avaliku sektori projektide korral, kus alternatiivide hulk võib ulatuda kümnetesse. Erasektori projektide puhul võib asukoha valik olla piiratud planeeringute ning arendaja kasutuses olevate kinnistute olemasoluga. Kui tegemist on ühe kinnistuga ning projekt on kooskõlas planeeringuga, ei olegi alust ega võimalust täiendavate asukohavariantide käsitlemiseks. Kui valitud on ka parim võimalik tehnika (Best Available Technique, BAT) või parim võimalik tehnika mõistliku kuluga (Best Available Technique Not Entailing Excessive Cost, BATNEC), jääb kavandatud tegevuse elluviimiseks vähe alternatiive, kui üldse (eriti, kui arendaja ei ole huvitatud lisaalternatiividest). Sellisel juhul võib alternatiivide hulk piirduda kahega: pakutud tegevuse ning 0-alternatiiviga või tegevuse osade variantidega (üksikute protsesside variandid, objektide disain, asukoht kinnistul jms).

6.5. Käsitlemisele tulevate mõjude väljaselgitamine

6.5.1. Mõjude tuvastamine

Käsitlusala piiritlemine jätkub kaalumise ja millised käsitlemisele tulevate alternatiivide keskkonnamõjud on eeldatavalt olulised ja tuleb hindamisele võtta, millised jäetakse kõrvale kui ebaolulised. Põhimõte (ideaal) on see, et KMH käsitleb kõiki olulisi mõjusid, kuid siiski ainult olulisi. KMH praktikas mõnikord see nii ei ole – KMH aruannete sisu uuring on näidanud, et sageli käsitletakse ebaolulisi mõjusid (Jones & Morrison-Saunders, 2016).¹⁸⁵

Käsitlemisele tulevate mõjude kindlaksmääramisest saavad osa võtta nii arendaja, ekspertid, võimuesindajad (otsustaja ja asjaomased asutused) kui ka huvigrupid. Viimaste, eriti võimaliku tegevuspaiga elanike kaasamine neile väärtuslike objektide tuvastamisse juba varakult (ei pea ootama seaduses ettenähtud avalikustamiseni) võimaldab nende väärtushinnangute arvestamist juba kavandamise alguses (vt ka osa 3 „Suhtlemine avalikkusega ja huvigruppide kaasamine“). Kui arendaja organisatsioonis on rakendatud keskkonnajuhtimist, on otstarbekas kaasata selle eest vastutav isik (keskkonnajuht). See on eriti oluline formaalse keskkonnajuhtimissüsteemi olemasolu puhul, et tagada oluliste mõjude ühildamine süsteemi oluliste keskkonnaaspektide registriga.

Käsitleda tuleb nii ehitusaegseid, objekti tavapärase toimimisega kaasnevaid (n-ö igapäevaseid ja ka perioodiliselt toimuvaid, nt remont- ja hooldustöid) kui ka võimalike hädaolukordadega ning õnnetusjuhtumitega seotud mõjusid. Arvestada tuleb ka loodusõnnetustest esile kutsutud õnnetusi ja hädaolukordi, mis omakorda võivad esile kutsuda olulist keskkonnamõju. Mõnel puhul võib olla asjakohane käsitleda ka tegevuse lõpetamise mõjusid. Väga pikaks ajaks mõeldud tegevuste puhul võib selle mõttekus olla küsitav, sest nii tehnoloogilised võimalused kui ka keskkonnanõuded selle aja jooksul eeldatavasti muutuvad. Siiski ei saa välistada, et ka pikemaks ajaks mõeldud tegevusi katkestatakse, nt äriplaani ebaõnnestumise tõttu. Sellisel tegevuse lõpetamisel võib olla olulisi mõjusid. Tegevuse lõpetamine ise, nt prügilä sulgemine, võib olla kavandatav tegevus, mille puhul tuleb keskkonnamõju hinnata.

Oluliste mõjude tuvastamise lähteasukoht võib kavandamisel olla erinev. Kui KMH algatamine on toimunud põhjusel, et kavandatav projekt on kantud KMH-koostuslike tegevuste nimekirja (KeHJS § 6 lg 1), siis algab mõjude tuvastamine puh-

¹⁸⁵ See pole tingimata taunitav – kahtluse korral on parem eksida suurema ettevaatuse poole (oluliseks peetud mõju osutub ebaoluliseks) kui jätta käsitlemata ebaoluliseks peetav mõju, mis hiljem osutub oluliseks. Ebaoluliseks tunnustatud mõjude väga suur osakaal KMH-s viitab siiski põhjendamatult suurele ettevaatlikkusele ja ressursside raiskamisele.

talt lehelt. Kui KMH algatamise aluseks on põhjalik eelhindamine, siis on võimalik, et selle käigus tuvastatud olulistele mõjudele enam täiendust ei tulegi. Siiski ei välista ka väga põhjalik eelhindamine oluliste lisamõjude tuvastamist, kuna need võivad tuleneda käsitlemisele tulevatest lisaalternatiividest ning olulisuse hindamisel tuleb arvestada ka asjaomaste asutuste ning huvigruppide seisukohtadega, kes ju eelhindamisel kaasa rääkida ei saa.

Käsitlemisele tulevate mõjude määratlemine koosneb kolmest komponendist:

- mõju esile kutsuvate tegurite (mõjurite) määratlemine;
- keskkonnakomponendid (funktsioonid), mida neile omistatud tähtsuse tõttu tuleks käsitleda;
- keskkonnakomponentide omadused, mille muutumist mõjuna käsitletakse.

Kavandatavast tegevusest pärit mõjur võib olla füüsikaline (nt kiirus), keemiline (ohtlik kemikaal) ja bioloogiline (nt võõrliik, patogeen), mõnel puhul ka informatsioon. Informatsioon nende kohta tuleb kavandatava projekti kirjeldusest, mille esitab arendaja.

Järgnevalt tuleb välja selgitada, kes/mis on need keskkonnakomponendid, kus mõju võiks avalduda. See tugineb tegevuskoha ümbruse keskkonna (nn taustkeskkonna) kohta olemasoleval tabelil, millest osa võib pärineda arendajalt, kuid mida vajaduse korral tuleb täiendada (vt osa 4 „Lähteandmed“). Tegevuskohal ja selle ümbruses asuvate oluliste objektide (elamud, koolid, kaitstavad loodusobjektid, kultuurimälestised, muud väärtuslikud objektid¹⁸⁶ ning tundlikud alad, piiranguvööndid jm) kaart on siin (nagu ka eelhindamisel) aluseks. Eeldatavate mõjude kohta võib saada teavet ka tegevuskoha planeeringute KSH-de aruannetest.

Taustkeskkonna lõpliku iseloomustuse saab koostada pärast seda, kui on selgitatud, millist lisateavet on vaja valitud prognoosimeetodite jaoks, ning võimalik, et pärast lisauuringute tegemist, mis toimuvad peale KMH programmi valmimist. See tõttu on otstarbekas taustkeskkonna iseloomustust käsitleda hindamise etapi esimese osana; samas võib olla olukordi, kus see on lõplikul kujul olemas juba kavandamise etapis. Taustkeskkonna iseloomustamisel tuleb valida sobivad karakteristikud (vt lisaks osa 7.1 „Taustkeskkonna kirjeldamine ja iseloomustamine“).

KMH juhendites on tavaliselt esitatud kavandamisel **mõjuala piiritlemise** nõue. Sellesse tuleb suhtuda ettevaatusega, sest tegelik mõjuala selgub alles hindamise käigus. Kavandamise ajal saab ligikaudu hinnata mõnede tegurite mõjuala, nt müra, visuaalse mõju ulatust (nähtavust), keskkonda juhitud ainete eeldatavat levikut vastuvõtvast keskkonnas. Kaudsete mõjude käsitlemisel võib mõjuala oluliselt suurenedada, ei tarvitse olla kavandatavat tegevust ümbritsev, pideva kontuuriga määratud ala. Keskkonnamõju võib realiseeruda funktsionaalses süsteemis, mille elemendid ja nendevahelised seosed vahelduvad, muutuvad ja liiguvad ajas ja ruu-

¹⁸⁶ Nende hulka kuuluvad nii elurikkuse hoiu seisukohalt olulised liigid ja ökosüsteemid, majanduslikult olulised loodusressursid kui ka sotsiaalselt olulised objektid – vt ka osa 1.3.4 väärtuste kohta.

mis. Nt loomadel võib otsese mõju ala hõlmata vaid osa nende asualast või ala, mida nad kasutavad ajutiselt (rändekoridorid, pesitsuspaigad jms), kuid mõju hõlmab tervet populatsiooni, s.t kogu tema asuala ning liikide¹⁸⁷ vaheliste seoste tõttu ka sellest väljapoole jäävat ala, s.o teiste populatsioonide asuala. Seetõttu on mõjuala piiritlemisel asjakohane näidata, milliseid mõjusid ja millises tähenduses silmas peetakse. Tugineda saab varasematele uuringutele ja hindamistele ning arvestada vajaliku varuga.

Tavaliselt avaldub esmane mõju maapinna ja pinnase omaduste ja õhu või veekogumite kvaliteedi muutumises, millest saavad alguse kaudsed mõjud, mis võivad moodustada mõjuahelaid ja -võrke, mille kaudu toime jõuab oluliste sihtobjektideni. Sealjuures on võimalik, et mõju esile kutsuv tegur selle käigus muutub, nt võib keskkonda suunatud kemikaal laguneda või reageerida teiste ainetega, keemiline (toksiiline) toime ühele populatsioonile võib tekitada ökoloogilise toime teisele populatsioonile, kellega esimesel on seos jms.

Kuidas keskkonda struktureeritakse, s.t millistest komponentidest koosnevana seda käsitletakse, sõltub konkreetsest olukorrast. Eristatavad üksused võivad olla erineval hierarhiatasemel: selleks võivad olla taimekooslused, üksikisendid, loomapopulatsioonid, veekogu, elupaik või ökosüsteem/maastik tervikuna. Inimeste tervise ja heaolu käsitlemisel on selleks mitmesugused inimrühmad ja organisatsioonid. Kultuuripärand ja vara, mille kahjustamist tuleb KMH-s samuti käsitleda, võivad esineda neile eriomasel kujul (vt ka osas 4 „Lähteandmed“ kultuurimälestiste registrit).

Millised keskkonnakomponendid hindamisel käsitlemisele tulevad, sõltub neile omistatud tähtsusest (vt ka osa 2 „Keskkonnamõju olulisuse käsitleused“). Tähtsus võib tuleneda väärtusest, mida omistatakse komponendile endale (nn sihtobjektid või retseptorid – *valued ecological entity*), või sellest, et see on lüli mõjuahelas, mille kaudu kavandatava tegevuse toime jõuab väärtusliku komponendini, k.a inimesteni, kultuuripärandini või materiaalse varani.

Treweek (1999: 94) järgi lähtutakse bioloogiliste keskkonnakomponentide tähtsustamisel järgmistest kriteeriumidest:

- meeldimine avalikkusele (nt sümbolliigid);
- majanduslik tähtsus;
- haruldus;
- ohustatus ja kaitsealune staatus;
- indikaatorliik (indikeerib teatavat mõju);
- olulise ökoloogilise funktsiooni täitja (nt positsioon toiduahelas);
- käsitlemise mugavus.

¹⁸⁷ Sellest tuleneva mõjuala piiritlemise keerukuse tõttu on ökoloogilise mõju hindamise juhendis (CIEEM, 2016: 18) kirjas, et kasutada tuleks usaldusväärseid teadusuuringute tulemusi, ökoloogide professionaalseid otsustusi ning ebapiisavate teadmiste korral seda tunnustada ja rakendada ettevõttepõhimõtet.

Üksikasjalikuma skeemi ökoloogiliste objektide olulisuse hindamiseks esitab (CIEEM, 2016: 20), eristades kolme liiki väärtusi:

- 1) elurikkuse väärtus;
- 2) sotsiaalne väärtus;
- 3) majanduslik väärtus.

Eraldi liigina on toodud õigusaktide kaitstud alad/objektide väärtus.¹⁸⁸

Iga liigi puhul on määratletud omadused, millest väärtus tuleneb.

Elustiku väärtuse määravad järgmised omadused:

- liigi, alamliigi või varieteedi haruldus;
- ökosüsteemid, mis pakuvad elupaika haruldastele liikidele ja kooslustele;
- endeemilised liigid ja lokaalselt eraldatud alampopulatsioonid;
- tähelepanuväärselt suured populatsioonid või haruldaste või ohustatud loomade suur tihedus;
- taimekooslused (koos nendega seotud loomadega), mida peetakse väärtusliku loodusliku või poolloodusliku koosluse tüüpiliseks esindajaks;
- oma levikuala piiril olevad liigid, eriti kui nende levik on muutumas globaalsete trendide, sh kliimamuutuse tõttu;
- liigirohked kooslused;
- tüüpilised faunakooslused homogeensetes elupaikades;
- migratsiooniteed (sh silmas pidades kliimamuutuste tekitatavaid migratsioonivajadusi).

Väärtus võib seisneda mõnes ökoloogilises funktsioonis, nt puhvertsoon, mis takistab negatiivset mõju, elupaiku ühendavad koridorid (nt rohekoridorid) jms. Seoses võimalike kliimamuutuste tagajärgedega võib väärtus seisneda ka võimalikus tulevikufunktsioonis, nt potentsiaalsed elupaigad ja migratsiooniteed.

Populatsioonide ja elupaikade väärtuse üle otsustamisel on vaja silmas pidada ka dünaamikat – kas tegemist on stabiilse, kasvava või kahaneva populatsiooniga.

Ainuüksi kahanemist piisavaks põhjuseks väärtustada ei peeta. Silmas tuleb pidada ka objekti väärtuse ettenähtavat parandamist. Nt võib vastavalt veepoliitika raamdirektiivile olla kavandatud veekogude seisundi parandamine, milleks rakendatakse asjakohased abinõud. Seega võib kavandatava tegevuse toime seisneda nende eesmärgi saavutamise toetamises (positiivne koosmõju) või nende toime vähendamises (negatiivne mõju).

Elustiku sotsiaalne väärtus avaldub järgmises:

- alad ja elustik (nt linnud), kelle vaatlemine pakub inimestele rahuldust;
- rekreatiivne jaht ja kalastamine;
- looduses viibimise võimalus (jalutamine, tervisesport jms);
- hariv funktsioon ja teaduslik väärtus.

¹⁸⁸ Õigusaktidega seatud kaitse on ikkagi mõeldud eelnimetatud kolme väärtust hoidma.

Elustiku majandusliku väärtuse määravad:

- loodusturismi jaoks olulised objektid (linnuvaatlus, kalastus);
- marjad-seened jms;
- ravimtaimed;
- jahiturism;
- ökosüsteemide teenused.

On täheldatud, et KMH praktikas ei pöörata komponentidele võrdselt tähelepanu. Kõige rohkem käsitletakse taimkatet ja linde, vähem selgroogseid, veel vähem selgrootuid ning mikrofloorat ja -faunat peaaegu mitte kunagi. Selles on nähtud ohtu, et n-ö karismaatilised liigid saavad põhjendamatult palju tähelepanu (ressursse) vähematraktiivsete, kuid haavatavamate või muul viisil olulisemate arvelt (Knegtering *et al.*, 2005).

Kavandamisel tuleb ka otsustada seda, milles mõju väljendub ja kuidas eeldatavat mõju mõõta. Kui tegemist on mõju vahendava komponendiga, on tähtis omadus see, mis omakorda põhjustab muutust mõjuahela järgmises komponendis.

Mõju taimestikule avaldub otseselt selle hävitamise või kahjustamise teel, nt ehitiste alal maa hõivamise või kaudselt keskkonna omaduste muutmise kaudu, nt põhjaveetaseme muutuse korral.

Mõju loomastikule avaldub vahetult suremuse suurendamise kaudu (nt maanteedel hukuvad loomad) ning elupaikade kahjustamise kaudu, milleks võib olla nende otsene hävitamine, fragmenteerimine ja isoleerimine barjääride, nt maanteede ja raudteede ehitamise tõttu. Mõju võib tuleneda ka visuaalsest häirimisest ja müra, mis segab tavapärasest käitumist (nt lindude pesitsemist), kutsus esile migratsiooni ja sellega nii koosluste struktuuri kui ka suhete (konkurentsi teravnemine ressursside pärast) muutumist.

Ökoloogilise mõju interpreteerimisel on võimalik aluseks võtta mitmesuguseid kontseptsioone, sh:

- populatsiooni väljasuremise risk;
- populatsiooni elujõulisus (minimaalne elujõulise populatsioon suurus);
- minimaalne elupaiga suurus;
- geneetilise mitmekesisuse muutumine;
- keskkonnamahutavus;
- kodupiirkond.

Kuigi (öko)süsteemset lähenemist soovitatakse, kaldub see olema deklaratiivne ja seda mõistet kasutatakse väga kergekäeliselt (täpsustamata, mis on selle elemendid, millised on elementidevahelised seosed ja süsteemi piirid, ei ole sellel sisu). Ökosüsteemse lähenemise taotlust väljendavad mõju käsitlemist mõistete „bioloogiline terviklikkus“ (*biological integrity*) ja „ökosüsteemi tervis“ (*ecosystem health*) kaudu.¹⁸⁹ Nende sisukus ja otstarbekus ökoloogilise mõju hindamisel on diskuteeritav (vt nt

¹⁸⁹ Siin on muu hulgas põhimõtteline küsimus, mis on normaalne, mille suhtes saab „tervist“ hinnata.

Treweek, 1999). Konkreetse praktilise väljenduse on nad saanud veekogude seisundi-klassi mõiste näol (vt ka osa 2 „Keskkonnamõju olulisuse käsitletused“).

Kui ökosüsteemi all mõistetakse ruumiliselt piiritletud objekti, saab ökosüsteemne lähenemine seisneda selle kui terviku kohta kehtivate omaduste muutumise käsitlemises. Sellisteks omadusteks on nt maastiku esteetiline väärtus, koosluste liigiline struktuur (sh liigirohkuse karakteristikud), aine ja energiavoogude karakteristikud (nt produktiivsus), samuti ökosüsteemi teenused. Kui ökosüsteemi all mõistetakse funktsionaalselt seotud keskkonnaelementide kogumit, mille ruum pole selgelt piiritletav, võib mõju kirjeldada valitud elementide seisundi karakteristikutega. Sel juhul on tegemist lihtsalt kaudsete mõjude käsitlemisega.¹⁹⁰ Elurikkuse alla kuulub ka geneetiline mitmekesisus ning arvestada tuleb ka kavandatava tegevuse võimalikku mõju sellele.¹⁹¹

Elustikus avalduva mõju iseloomustamiseks võib peale tavapäraste, eelkõige öko-loogiast tulenevate näitajate olla otstarbekas ka selle väljendamine majanduslike näitajate kaudu, kas üksikute mõjude rahalises väärtuses või ökosüsteemiteenuste kontseptsioonist lähtudes teenuste kaupa. Selleks on suure tõenäosusega vaja lisauuringuid, mistõttu ökosüsteemi teenuste arvestamisest saadava informatsiooni väärtust tuleks võrrelda selleks tehtavate kulutustega – on peetud küsitavaks, kas nende mõõtmisega kaasnev suurenenud töömaht on tasakaalus lisainfo väärtusega (Bagstad *et al.*, 2013). Hiljutise uuringu andmetel on selle info osa otsuse tegemisel üpris tagasihoidlik (Marre *et al.*, 2016). Ökosüsteemiteenuste käsitlemisel tuleb määratleda ka inimgrupid, kes neid teenuseid kasutavad (nende määratlemine on vajalik ka leevendusmeetmete valimisel).

Tervisemõju käsitus KMH raames sõltub sellest, kui avar tähendus sellele mõistele omistatakse. Väga kitsas käsitluses mõistetakse selle all otsesest tervisekahjustust, mis võib realiseeruda vee ja õhu kvaliteedi halvenemise kaudu, kusjuures silmas peetakse kvaliteedinäitajaid, mis on kehtestatud õigusaktiga.

Tervisemõju hindamise laiem käsitus hõlmab ka muid terviseriske, õnnetusjuhtumeid ja üldist heaolu, kattudes osaliselt sotsiaalse mõju hindamisega. KMH-s tervisemõju laiema käsitluse vajadus tuleneb KeÜS-st, mille kohaselt hõlmab tervisemõju ka inimese heaolu.¹⁹² Viimane võib olla seostatav väga erinevate tingimustega (vt osa 1.6.3 „Seos TMH ja SMH-ga“). Seetõttu tuleb heaolu mõiste sisustada igal üksikjuhul, kusjuures õigus tervise- ja healuvajadustele vastavale keskkonnale ei sõltu sellest, kas keskkonda iseloomustavad kvaliteedinäitajad on õigusnormides fikseeritud (Kask jt, 2015). Direktiiv 2014/52/EL toob lisaks inimeste tervisele (*human health*) täiendavalt välja elanikkonna üldiselt (*population*).¹⁹³

¹⁹⁰ Nt kavandatava tegevuse poolt kiskjapopulatsiooni elupaiga kahjustamisega selle arvukuse vähendamise mõju saaklooma populatsioonile.

¹⁹¹ Võimalik nt kalade väljapääsemisel kalakasvandusest (Carse & Pogorzelec, 2007).

¹⁹² OECD (2013) käsitluses vastupidi – heaolu mõiste on avaram ja kätkeb endas ka tervist.

¹⁹³ Selle mõiste sisustamine eeldatavasti järgneb, kuid võib eeldada, et see hõlmab omadusi, mida ka lai tervise definitsioon ei hõlma. Võimalik, et seda saab arvesse võtta mõiste „heaolu“ kaudu KeÜS tähenduses.

KeHJS § 2¹ näeb ette ka varas ja kultuuripärandid avalduva mõju käsitlemist, mis moodustavad osa sotsiaal-majanduslikest mõjudest (vt ka osa 1.6.3 „Seos TMH ja SMH-ga“). Kultuuripärandi mõiste hõlmab objekte, nähtusi ning ruumi (maastikud), mida pärandina tajutakse ja tunnistatakse, kas isiklikul, grupi, riigi või rahvusvahelisel tasandil (maailmapärand). Keskkonnaõiguse Keskuse analüüsi (Vaarmari jt, 2011) kohaselt tuleks KMH kontekstis kultuuripärandi all mõista nii materiaalseid kui ka vaimset pärandit, kusjuures materiaalse objektide hulka tuleks peale kaitse all olevate objektide arvata ka muud teadaolevad objektid. Kultuuripärandi alla kuuluvad ka erilised maastikud, mida käsitletak visuaalse mõju hindamise all. Millisel määral tuleks KMH-s käsitleda vaimset pärandit, mille all on mõistetud ka muutusi demograafias, traditsioonilistes eluviisides ja tööhõives, on ebaselge (Bond *et al.*, 2004). Analoogselt heaolu käsitlemisega (millega vara ja kultuuripärandi käsitus samuti osaliselt kattub) tuleb ka vara ja kultuuripärandi mõiste sisustada juhtumipõhiselt. Mõistagi võivad arendajad, eriti kui nad järgivad vastutustundliku ettevõtluse põhimõtet (*socially responsible business*), omal initsiatiivil käsitleda vara ja kultuuripärandit laiemas tähenduses ja hõlmata sotsiaal-majanduslike mõjusid, mis ei ole kaetud heaolu, vara ja kultuuripärandi käsitlemisega või mis seda laiendavad.

Oluliste mõjude tuvastamine ja esitamine ei peaks piirduma pelgalt nende nimetamisega. Otstarbekas on lähtuda skeemist „mõju allikas – mõjur – objekt ja mõju“, kusjuures nende vahel peab olema näidatud põhjuslik seos. Lihtsalt eeldatavate mõjude nimestiku tegemine, eristamata nende seoseid allikatega, võib olla rahuldav viis vaid lihtsatel juhtudel. Mõju seostamine seda esile kutsuva tegevusega annab ka viite otsida võimalusi mõju võimalikuks vähendamiseks või kontrolli all hoidmiseks.

Mõne olulise mõju märkamata jäämise võimalust aitab vähendada süsteemne lähenemine. Selleks käsitletakse järjekorras kõiki kavandatava projektiga hõlmatud tegevusi, liigendades neid vajaduse korral väiksemateks osadeks. Iga osa puhul tuvastatakse selle võimalikud mõju tekitavad tegurid.¹⁹⁴ Seejärel määratletakse iga mõjuri poolt esile kutsutavad otsesed ja kaudsed mõjud (näide 6.7).

Näide 6.7

Kavandatav tegevus: lubjakivi lahtine kaevandamine

Tegevus 1: katendi eemaldamine

Mõjurid: mehaaniline toime

Otsesed mõjud:

Kaudsed mõjud:

¹⁹⁴ Selline lähenemisviis on tuntud keskkonnanjuhtimissüsteemide rakendamisel oluliste keskkonnaaspektide identifitseerimiseks.

*Tegevus 2: kivimi väljastamine (raimamine, sh puurimine ja lõhkamine)**Mõjurid:**Mehaaniline reljeefi muutmine**Müra**Vibratsioon**Tolm**Gaasid**Otsesed mõjud:**Kaudsed mõjud:**Tegevus 3: transportimine purustajasse**Mõjurid**Otsesed mõjud:**Kaudsed mõjud:**jne*

Süsteemse lähenemise toetamiseks kasutatakse küsimustikke, maatrikseid ja mõjudiagramme. Kontrollküsimustik on neist kõige primitiivsem abivahend. Olemas on üldisi küsimustikke, mis on mõeldud kasutamiseks mis tahes projektide puhul. Selline on nt Euroopa Komisjoni kontroll-leht, mis õigupoolest koosneb kahest eraldi lehest. Neist esimene on abiline mõju esile kutsuda võivate tegevuste tuvastamiseks, teine mõjutatavate objektide ja mõjude tuvastamiseks (Euroopa Komisjon, 2005).

Kuna omaette teemana KMH-s on pälvinud tähelepanu võimalik elurikkuse muutus, on koostatud ka spetsiaalsed küsimustikud selle käsitlemiseks KMH kavandamisel (Slootweg & Kolhoff, 2003).

Samm edasi on mitmesugused maatriksid. Nende kahemõõtmeline esitusviis võimaldab ülevaatlikult siduda tegevused mõjudega. Selline esitus tuleb kasuks suhtlemisel huvigruppidega. Sobiva maatriksi saab koostada iga juhtumi jaoks, kuid aluseks võib võtta sama tüüpi projekti jaoks juba koostatu. On püütud teha ka n-õ universaalset maatriksit, nt KMH kirjanduses tihti viidatav nn Leopoldi maatriks. Lihtsamal kujul esitakse maatriksis ainult mõju olemasolu (näide tabel 6.1), kuid selles võib olla ka mõju kirjeldus või selle olulisuse hinnang. Maatriksi koostamisel võib kasutada abivahendina ka küsimustikku. Maatriks võimaldab näidata koosmõjusid, puuduseks on tema ebasobivus kaudsete ja koosmõjude käsitlemiseks.¹⁹⁵

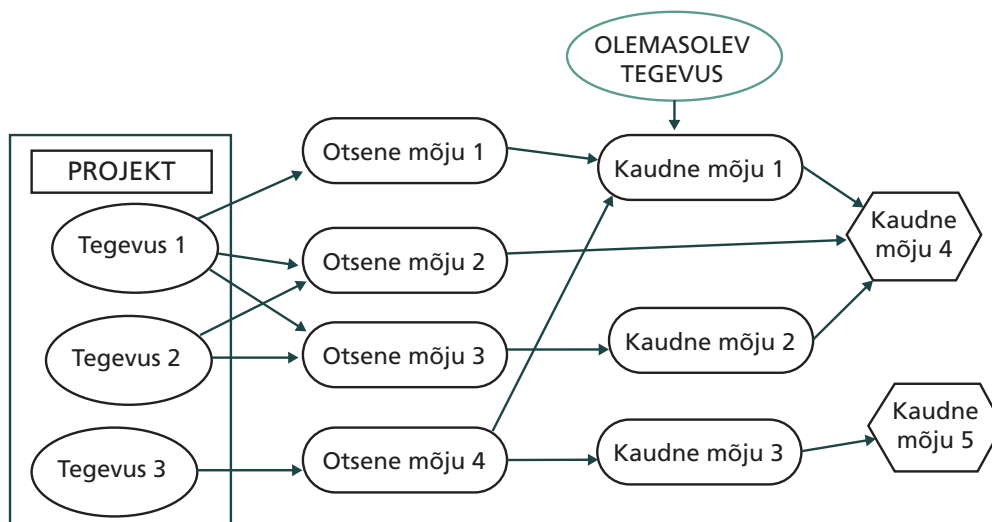
¹⁹⁵ See on põhimõtteliselt võimalik, kasutades maatriksis lisatähistusi elementidevaheliste seoste esitamiseks ja maatriksite kombinatsioone.

Tabel 6.1. Kaevandusprojekti keskkonnamõjude esitamine maatriksina

Tegevus	Mõjur							Mõjud							
	Mehhaaniline toime	Vibratsioon	Tolm	Gaasid	Müra	Valguskiirgus	Naftasaadused	Taimkatte kahjustamine	Õhusaaste	Põhjavee seisundi halvenemine	Reljeefi muutus	Maastiku ilme muutumine	Valgusreostus	Inimeste tervise/ heaolu kahjustamine	Ehitiste kahjustamine
Katendi eemaldamine	+							+			+	+			
Raimamine		+	+	+	+				+	+	+	+		+	+
Kivimi transport purustajasse					+									+	+
Purustamine ja sorteerimine			+		+				+					+	
Väljavedu			+		+				+					+	
Valgustus						+							+	+	
Avarii							+			+				+	

Mõjudiagramm on vahend, mis aitab eelmistest paremini järgida KMH kolme olulist põhimõtet: läbipaistvust, integreeritust ning süsteemsust (Perdicoulis & Glasson, 2006: 565). Mõjudiagrammi koostamine algab iga tegevusega kaasneva esmase mõju põhjustaja ja esmaste mõjude tuvastamisest. Seejärel tuvastatakse viimaste poolt esile kutsutud sekundaarsed mõjud, märkides nende vahelised seosed nooltega. Seda protsessi jätkatakse kuni objektideni, millest edasist käsitlust ei peeta põhjendatuks. Mõjudiagrammi koostamine on iteratiivne tegevus. Mõjudiagrammi näide on esitatud joonisel 6.1.

Mõjudiagramm võimaldab kergesti saada üldise ettekujutuse mõjudest ning nende omavahelistest suhetest (mõjuahelad, kumulatiivsed mõjud, teiste tegevuste mõjud jm) ning toob hästi esile interdistsiplinaarse lähenemise vajaduse, näidates, kus ühe eriala raamesse jääva mõju hinnang on aluseks järgmise, teise eriala raamesse jääva mõju prognoosimiseks. Erinevate alternatiivide jaoks võib olla vaja koostada erinevad mõjudiagrammid.



Joonis 6.1. Mõjudiagrammi põhimõtteline kuju.

Noole suund näitab põhjuse-tagajärje seose suunda. Eristatavad on projektiga seotud tegevused ja nende tekitatavad esmased (otsesed) mõjud, sekundaarsed mõjud, samuti kavandatavate tegevuste omavahelised koosmõjud, koosmõju olemasoleva tegevusega ning sihtobjektis esile kutsutavad mõjud (4 ja 5).

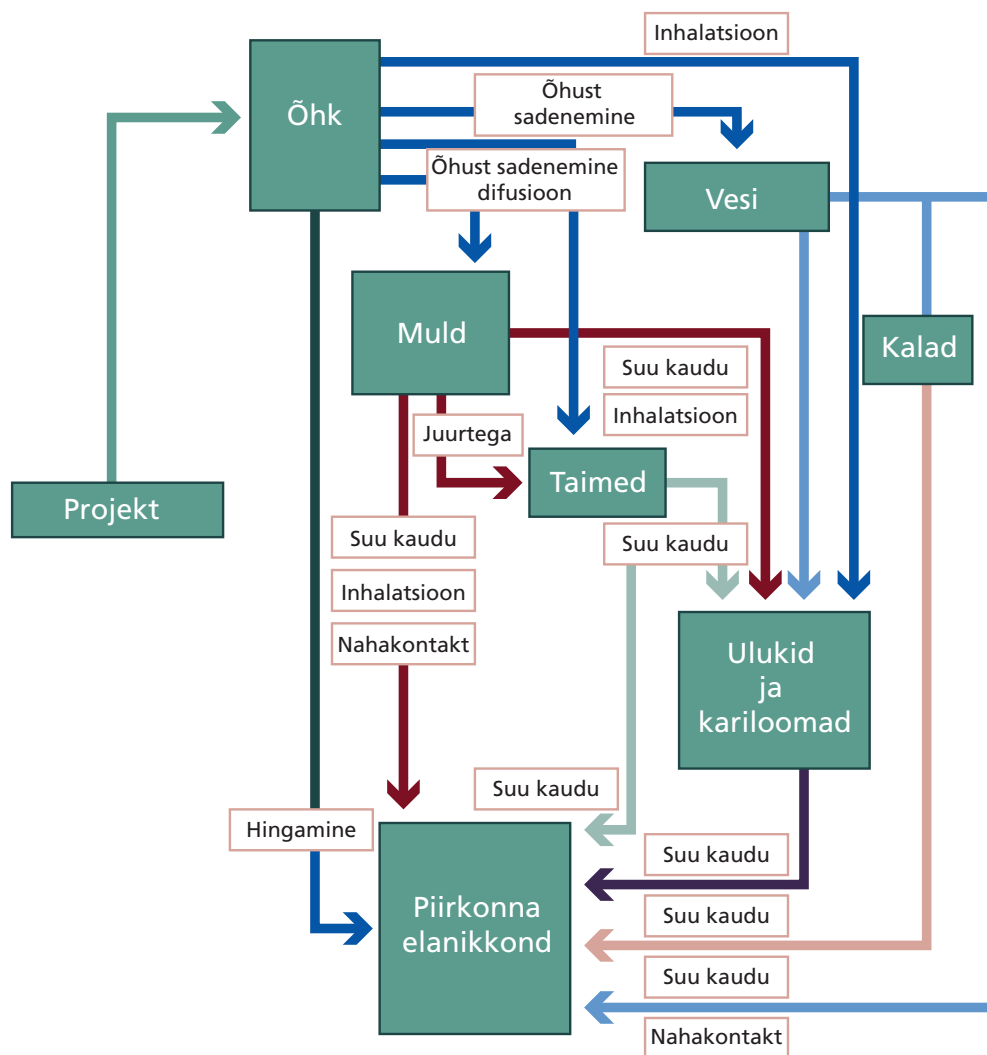
Mõjudiagrammi võib täiendada sõnaline selgitus mõju tekke mehhanismide ja mõju karakteristikute kohta – tõendusmaterjal, kuidas diagrammil näidatud mõjud on võimalikud ja miks nad on olulised. Selle tegevuse käigus tulevad esile ka võimalikud vastuolud andmetes ja infolüngad, mille täitmiseks tuleks kaaluda lisauuringute vajadust. Selline lähenemisviis on levinud keskkonnariski hindamisel, kus seda nimetatakse kontseptuaalseks mudeli (süsteemi kirjelduse) koostamiseks.¹⁹⁶

Kuigi KMH-s on soovitatud kasutada mõjudiagrammi (nt Glasson *et al.*, 2012; Anjaneyulu & Manicam, 2011; EC, 1999; Canter, 1996) ja kogu kontseptuaalset mudelit (nt Treweek, 1999: 82), on leitud, et praktikas ei ole nende kasutamine levinud (Perdicoulis & Glasson, 2006: 565).¹⁹⁷ Mõjudiagrammi puuduseks on peetud võimalikku keerukust. See võib olla tõsi, kuid samas tuleb silmas pidada, et esituse keerukus on tegelike seoste keerukuse peegeldus. Lihtsamate esitusviiside kasutamisel jäävad need varjatuks, kuid ei kao ning lõppkokkuvõttes avaldub see kaudsete ja kumulatiivsete mõjude käsitlemise puudustes. Ka mõjudiagramm on tegelike seoste lihtsustatud esitusviis, kuna selles jäetakse välja tagasiside, mille tõttu on välistatud ringseosed. Mõjudiagramm ei võimalda hästi esitada aja- ja ruumidimensioone. Seetõttu on otstarbekas neid täiendada sellekohaste sõnaliste selgitustega ning ruumiandmetega, nt eeldatava mõjuala, piirangute ja oluliste keskkonnakomponentide paiknemise kaardiga.

¹⁹⁶ Lisaks vaata kontseptuaalse mudeli kohta Pöder (2015).

¹⁹⁷ Eestis on vooldiagrammi kasutanud OÜ ELLE (selle näide on leitav aadressil http://www.envir.ee/sites/default/files/moju_hindamisest_yldiselt.pdf).

Kui KMH raames soovitakse kasutada keskkonnariski meetodikat, nt kemikaalidest lähtuva terviseriski määramiseks, on kontseptuaalse mudeli koostamine endast mõistetav. Riskihindamise eksponeerituse stsenaariumi graafiline esitus võib olla nii iseseisev kui ka KMH üldisema mõjudiagrammi osa, kui viimast koostatakse. Mõjudiagrammide ühildamine on otstarbekas nt keskkonda suunatavate nn ohtlike ainete põhjustatud mõju käsitlemisel, kus mõjudiagramm kirjeldab ainete liikumist keskkonnas, milles on ühine osa nii ökoriski kui ka terviseriski kujunemisel (nt ühine levikutee kuni kaladeni), edasi retseptoriks vastavalt kalatoiduliste lindude populatsioon (ökoloogiline mõju) ja inimeste grupid (tervisemõju). Keskkonnariski hindamise kontseptuaalse mudeli graafilise esituse näide on esitatud joonisel 6.2.



Joonis 6.2. Riskihindamise eksponeerituse stsenaariumid, mis kirjeldavad jäätmepeletustehase atmosfääriheitmetest lähtuva ökoriski (sihtobjektiks ulukid) ja terviseriski kujunemist (Stantec..., 2013, kohandatud)

Mõjudiagrammi/eksponeerituse graafilise esituse detailsuseaste võib olla erinev, sobiva valimine on kokkulepe asi. Nt joonisel 6.2 on õhusaaste esitatud ühe elemendina, millest järeldeb tervisemõju. Joonisel 6.3 on õhusaastest lähtuva tervisemõju kujunemisteed aga esitatud hoopis detailsemalt, hõlmates mitut eksponeeritusteed.

Loodusõnnetuste ja ekstreemsete loodusnähtuste tagajärjel tekkivaid riske tuvastatakse samade meetodite abil, erinevused on sisendis, milleks võivad olla üleujutused, ekstreemsed sademehulgad ja tormid, millest saavad alguse sündmuste jadad, mida võib kirjeldada nt sündmusepuuga (vt ka osa 1.6.4 „Seos KRH-ga”). Ülevaate KMH raames õnnetusjuhtumitest tekkivate riskide tuvastamiseks kasutatavatest meetoditest annab Pöder (2015).

6.5.2. Olulisuse hindamine

KMH on mõeldud käsitlema ainult (eeldatavalt) olulisi mõjusid. Mõjude olulisust hinnatakse kavandamisel põhimõtteliselt samamoodi kui eelhindamisel. Iga oluliseks tunnistatud ja hindamisele tuleva mõju puhul peaks olema esitatud põhjendus, miks see on selles kontekstis oluline. Kui mõju leitakse olevat põhjalikumaks käsitlemiseks ebaoluline ja see otsustatakse seetõttu KMH-st välja jätta, on soovitatav väljajätmist põhjendada (Canter & Ross, 2014; DCLG, 2006: 33). See peaks ära hoidma hilisemad arusaamatused ja küsimused, miks mõnda mõju ei käsitletud. Mõnikord võib olulisuse üle otsustamisel olla otstarbekas kasutada lihtsaid ligikaudseid arvutusi, võttes aluseks n-ö halvima variandi (mis tähendab ilmset ülehindamist). Kui selle puhul mõju oluliseks ei osutu, siis ei ole selle põhjalikum käsitus KMH raames õigustatud.

Mõjude olulisuse hindamisel tuleb silmas pidada kogumõju, s.t kavandatava tegevuse ja teiste, juba toimuvate või toimuma hakkavate tegevuste koosmõju. Koosmõju võib kavandatava tegevuse mõju olulisust nii suurendada kui ka vähendada. Viimane pole võimalik mitte ainult antagonistlike mõjude korral. Näiteks võib kavandatava tegevuse mõju mingile populatsioonile olla suur, kuid ebaoluline, kui mõjutatav ala on raieküps mets, kus eeldatavasti peatselt toimub lageraie, mis elupaiga nagunii hävitab. Viimase foonil ei ole kavandatava tegevusega kaasnev loomastiku häirimine oluline, sest selle toimumine on sõltumatu kavandatavast tegevusest.

Ebaselgeid mõjusid tuleb ettevaatuspõhimõttest lähtudes käsitleda olulisena. Samas on hoiatatud ettevaatuspõhimõttega liialdamise eest, mis koormab KMH-d ebaoluliste asjadega ja raiskab ressursse. Oluliste mõjude eristamisel ebaolulistest võib KMH osapooltel tekkida lahkarvamusi. Seda ei saa vältida, sest mõju olulisuse hinnangus on alati subjektiivsus. Huvigruppide tähelepanu ja mure võib olla keskendunud mõnede üksikutele mõjudele, mis teiste osaliste seisukohalt ei tarvitse olulised ollagi. On juhitud tähelepanu ka asjaolule, et vastuseisu eksperdid *vs.* mitteeksperdid võidakse kalduda lahendama võimupositsioonilt (Saarikoski, 2000).

Selliseid muresid arvestada võib olla otstarbekas, kui nende arvestamata jätmine võib olla arendaja/ekspertide ja huvigruppide vahelise konflikti allikas. Mõjude olulisuse hindamisel võib oma osa olla ka kitsamatel huvidel: arendaja võib soovida käsitlusala piirata, mis tähendab ka aja ja raha kokkuhoidu, konsultandid võiks olla huvitatud mahukamast tööst ning erialaekspertid mõne spetsiifilise mõju põhjalikumast uurimisest, kui see on käsitletava juhtumi puhul õigustatud.

Mõjude olulisuse tuvastamiseks ning neis kokkuleppe saavutamisel on oluline osa osapoolte arutelul (Snell & Cowell, 2006). Kui mõju teke on tõenäosuslik, on sisuliselt tegemist riskitajumisega, mille erinevusi on käsitletud osas 3 „Suhtlemine avalikkusega ja huvigruppide kaasamine”.

Lahkarvamused mõju olulisuse kohta võivad tekkida kergesti juhul, kui lähtutakse erinevatest väärtustest (näide 6.8). Seetõttu on oluline, et kavandamise käigus väärtuste käsitlemine oleks selge ja ammendav (vt ka osa 1.3.3 „Väärtushinnangud ja subjektiivsus KMH-s”).

Näide 6.8

Kavandatav tegevus nägi ette elamuala lähedal oleva puistu suures ulatuses vähendamist. Lähiumbruse elanikud protestisid, väites, et tegemist on väärtusliku objekti ja seega olulise mõjuga. Teised osapooled (sh ametnikud) sellega ei nõustunud, väites, et tegemist ei ole mingil moel väärtusliku puistuga, kuna selles puuduvad väärtuslikud liigid, üksikud silmapaistvad puud ning ka kooslusena on see väheväärtuslik, mistõttu olulist keskkonnamõju ei ole. Selle kinnituseks esitati sõltumatu eksperdi (dendroloogi) arvamus.

Tegemist oli olukorraga, kus kohalikud elanikud pidasid silmas puistu kasutusväärtust – see oli vaba aja veetmise koht (jalutamine, tervisesport jms), oponentid esitasid hinnangu hoopis selle iseäärtuse (tavaline) ja puidu turuväärtuse (väike) alusel. Seega jäeti arvesse võtmata oluline sotsiaalne mõju elanike elutingimuste halvenemise näol ning vaidlus lahendati jõupositsioonilt (ekspert on tõendanud!).

Kuna oponentid pidasid silmas muid väärtusi kui kohalikud elanikud, siis oli nende poolt tellitud hinnang asjakohatu.

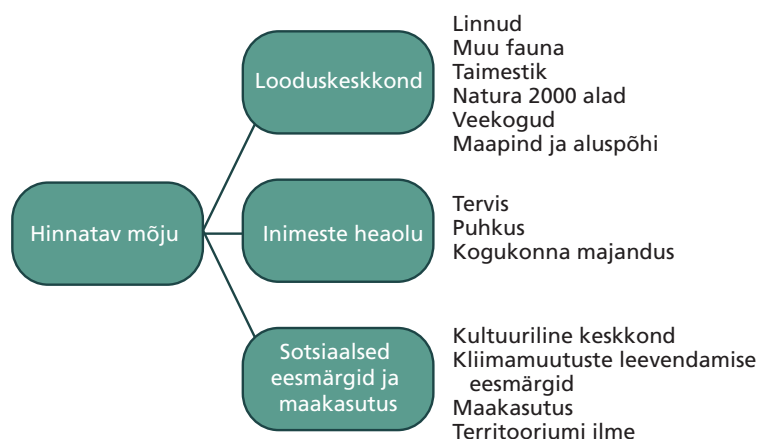
Tähtis on ka kokku leppida, millistes karakteristikutes (sh ühikutes) mõju iseloomustatakse, sest samu karakteristikuid tuleb kasutada taustkeskkonna kirjeldamisel. Kasutatavad karakteristikud peavad adekvaatselt väljendama mõjusid, mida osapooled oluliseks peavad (vt ka osa 7.1 „Taustkeskkonna kirjeldamine ja iseloomustamine”).

On juhitud tähelepanu ka sellele, et kavandamise ajal võib tekkida soodsas koostööõhkkonnas petlik üksmeeletunne (*sense of consensus*), mille varju jäävad sisulised erimeelsused; viimased kerkivad esile hiljem ja põhjustavad konflikte (den Broeder *et al.*, 2016).

Mõjude adekvaatsele käsitlemisele aitab kaasa küsimuste sõnastamine, millele antud mõju puhul vastata tuleks. Kui mõjud moodustavad põhjuse-tagajärje ahela,

siis aitab küsimuste sõnastamine veenduda, et iga mõju käsitlemisel otsitakse vastust just neile küsimustele, mis on vajalikud ahela jaoks tervikuna. Küsimuste selge sõnastamine aitab ka täpsustada, millise eriala spetsialisti neile vastuse saamiseks peab kaasama.

Hindamisele tulevate mõjude väljavalimiseks on pakutud järgmist lähenemist (Neste & Karjalainen, 2014). Esmalt koostatakse mõjude identifitseerimiseks hierarhiline skeem, nagu näidatud joonisel 6.3.¹⁹⁸



Joonis 6.3. Mõjude hierarhia (Neste & Karjalainen, 2014, kohandatud)

Tuvastatud mõjude hulgast valitakse need, mis on piisavalt olulised, et võtta põhjalikumaks käsitlemiseks osas 2.3.4 „IMPERIA meetod“ näidatud viisil. Hindamises osalevad eksperdid ning huvigrupid, kusjuures nad hindavad eraldi. Käsitlemisele võetakse mõjud, mille olulisust vähemalt neist üks grupp hindas vähemalt mõõdukaks.

6.5.3. Natura eelhindamine KMH kavandamisel

Kui KMH algatati põhjusel, et kavandatav tegevus oli KeHJS § 6 lg 1 nimetatud tegevuste hulgas, selgub Natura hindamise vajadus KMH kavandamisel; see võib toimuda nii ka juhul, kui KMH algatati eelhinnangu alusel, mis võimalikku mõju Natura aladele ei käsitlenud. Natura hindamise juhendis (Aunapuu & Kutsar, 2013) on selliste mõjude tuvastamist nimetatud Natura eelhindamiseks.¹⁹⁹ Kui Natura hindamine oli algatatud juba eelhindamisel, tuleb kavandamisel jälgida, et käsitlemisele tuleks kõik võimalikud olulised negatiivsed mõjud, mida ei saa välistada.

¹⁹⁸ Selline esitusviis annab küll mõjudest korrastatud ülevaate, kuid ei näita nende põhjusi ega omavahelisi suhteid, nagu seda võimaldab mõjudiagramm, mistõttu on see oluliselt vähem informatiivne kui mõjumaatriksi või mõjudiagrammi meetod. Ka ei tarvitse selles esitatud mõjutatud objektide struktuur (linnud, muu fauna, taimesti jne) sobida kõigil juhtudel, tegemist on näitega.

¹⁹⁹ Natura hindamise juhendis (Aunapuu & Kutsar, 2013) käsitusala määramist omaette ei esitata.

Natura aladel avalduva mõju puhul on omistatud erilist tähtsust kaitseala terviklikkusele ja kaitse-eesmärkidele. Seetõttu tuleb käsitlemisele võtta kõik mõjud, mis väljendavad kaitse-eesmärkide saavutamist ja kaitseala terviklikkust. Millised objektid ja omadused neid hõlmavad, saab kindlaks teha samal viisil kui muude ökoloogiliste mõjude puhul.

6.6. Ekspertide rühma moodustamine

Ekspertide rühma moodustamine käib käsikäes oluliste keskkonnamõjude tuvastamisega ning saab lõpliku sisu käsitusala määramisega. Iga käsitlemisele tulevat mõju tuleb nii prognoosida (suurus, levik jne) kui ka hinnata. Ekspertide rühma koosseis peab tagama kõigi, sealjuures ahelaid moodustavate või omavahel seotud mõjude prognoosimise.

Prognoosimine eeldab kindlaid erioskusi – hea taimetark või lindude tundja ei pruugi olla pädev prognoosima, kuidas mingi mõjur põhjustab koosluse muutust või populatsiooni dünaamikat. Samas nõuab spetsiifilisi oskusi ja teadmisi ka KMH kavandamine (sh eeldatavasti oluliste mõjude identifitseerimine), hindamiskäigu juhtimine, ekspertide tehtud prognooside alusel alternatiivide võrdlemise korraldamine, KMH järelduste formuleerimine ja tulemuste vormistamine – need pädevused, samuti kogu protsessil avalikkusega ja asjaosalistega suhtlemise suutlikkus peavad olema ekspertide rühma juhil, s.o juhtekspertidel. Juhtekspert võib ühtlasi täita eriala-eksperti rolli, kui käsitlemisele tuleb mõju, mille hindamises on ta pädev.

Tulenevalt käsitletavate mõjude hulgast ja liigist võib ekspertide rühma koosseis ja suurus palju varieeruda. Kasutusel on erinevaid koostööviise – mõnel puhul, eriti suurte projektide korral on praktiseeritud viisi, et on tihedalt koostööd tegev tuumik, mille iga liige katab mingit suuremat valdkonda (nt elustik, vesi jms); tuumiku iga liige kaasab vajaduse korral oma valdkonnas veel kitsama ala asjatundjaid, kes toetavad süvendatult üksikküsimustes. Tuumik tagab integreerituse ja süsteemsuse, kitsad erialaspetsialistid käsitluse teadusliku ranguse.

Ekspertide rühma töö sidusust, s.t sisulist interdistsiplinaarsust aitab saavutada iga eksperti ülesannete selge sõnastamine. Nii on võimalik näha, et kõik olulised küsimused on sõnastatud; neile vastuse leidja määramine näitab ekspertide rühma koosseisu ning võimaldab jälgida, kuidas ekspertide tulemused üksteisega ühilduvad, samuti loogiliste tegevuste järjekorda, kui ühe eksperti töö tulemused on sisendiks teise eksperti tööle.

6.7. Hindamismetoodika ja andmevajadus

KMH raames tuleb valida metoodika kaht liiki ülesannete lahendamiseks:

1. Kuidas prognoosida mõjusid?
2. Kuidas võrrelda alternatiive mõjude alusel?

6.7.1. Prognoosimeetodi valimine

Prognoosimeetodid võivad olla kvalitatiivsed (ekspert hinnangud) või kvantitatiivsed. Viimaste hulka kuuluvad ekstrapoleerimine, arvutused ning modelleerimine.

Mudelid jagunevad empiirilisteks ja nn protsessimudeliteks. Esimesse gruppi kuuluvad mudelid esitavad mõõtmisandmete alusel leitud statistilise seose, peegeldamata selle taga olevaid protsesse. Protsessimudel seevastu kirjeldab (lihtsustatud kujul) protsesse, mille kaudu modelleeritav nähtus kujuneb.²⁰⁰

Mudel võib kirjeldada vaid üht ruumipunkti või käsitleda teatavat ruumi homogeensena (nn kastmudelid), kirjeldada ühes suunas (1D) toimuvaid muutusi, nt vooluveekogu puhul eeldusel, et vesi on selle ristlõikes täielikult läbi segunenud, kahe mõõtmelises ruumis (tasapinnal) toimuvaid muutusi (2D) ning kolmemõõtmelises ruumis toimuvaid muutusi (3D). Mudel võib olla statsionaarne (kirjeldatav olukord on ajas muutumatu) või dünaamiline (kirjeldab ajalist muutust).

Prognoosimeetodi valik sõltub vajadustest ja võimalustest. See tähendab, et valitud meetod peab võimaldama prognoosida mõju soovitud usaldusväärsusega,²⁰¹ või kui see on saavutamatu, siis nii hästi kui realselt võimalik. Mitmete mõjude, eriti atmosfääri saastelevi ja nii pinna- kui ka põhjavete seisundi modelleerimiseks on olemas arvukalt mudeleid. Kuna kasutatud mudeli usaldusväärsusest sõltub KMH järelduste usaldusväärsus, tuleb mudeli valikul sellele tähelepanu pöörata.

Prognoosimeetodite valimine peaks käima koos vajalike lähteandmete vajaduse ja nende olemasolu, kättesaadavuse ja kvaliteedi kindlakstegemisega. Kuigi KMH peaks tuginema maksimaalselt juba olemasolevatele andmetele, võib mõnel juhul olla prognoosi täpsuse suurendamiseks õigustatud teha täiendavaid uuringuid/mõõtmisi. Eeltingimuseks on see, et need võimaldavad oluliselt parandada KMH-s tehtavate järelduste täpsust või usaldusväärsust määral, mida peetakse tegevusloa üle otsustamisel oluliseks (vt ka osa 4 „Lähteandmed”).²⁰² Nähtusi, millele on omane suur sesoonne dünaamika ja/või karakteristikute suured juhuslikud kõikumised,

²⁰⁰ Protsessimudeliga sarnaneb ka nn Bayes'i võrkudel (*Bayesian belief networks*) põhinev populatsiooni ja habitaadi modelleerimine (Macrot *et al.*, 2001).

²⁰¹ See tähendab piltlikult, et varblast ei ole mõtet lasta suurtükist ega ole tulemuslik püüda kirvega kurge.

²⁰² Lisa-uuringute tegemine vaatluskaevude abil võib olla asjakohane põhjavete seisundi modelleerimisel.

ei ole võimalik üksikute lühiajaliste uuringutega adekvaatselt kirjeldada. Seetõttu peaksid lisauuringud olema piisavalt põhjendatud.²⁰³

Tuleb silmas pidada, et peale tehniliste raskuste, mis tulenevad vajalike lähteandmete puudustest, mõjutavad prognoosimise täpsust ka puuduvad teadmised keskkonnas toimuvate protsesside ja seoste kohta. Eristada tuleb muutlikkust ja määramatust. Muutlikkus (*variability*) on objektiivne omadus, mida saab kirjeldada, nt jaotusfunktsiooniga, kuid mida ei saa teadmiste lisandumisega vähendada. Määramatus (*uncertainty*) seevastu tuleneb teadmiste puudulikkusest ja teadlikest lihtsustustest, ning seda saab teadmiste lisamisega osaliselt vähendada. Siiski on prognoosimisel põhimõttelised piirangud, mis ei võimalda koostada lõputult üha täpsemaid ja pikemaajalisi prognoose.²⁰⁴

Mudelid sisaldavad enamasti arvutuskoefitsiente, mis väljendavad mingeid keskkonna omadusi ja mille kaudu püütakse mudelis käsitletavate protsesside kulgu või intensiivsust iseloomustada. Koefitsientide arväärtused on sageli määratud mingis konkreetses olukorras või keskmistatud suurused, mis iseloomustavad teatud olukorralasse. Sellised on nt maapinna omadusi iseloomustavad koefitsiendid müraleviku mudelites ja atmosfääri stabiilsust iseloomustavad koefitsiendid saastelevi mudelites. Modelleerimistulemuste usaldusväärsust saab parandada kalibreerimisega, s.o võrreldes modelleerimisega saadud tulemusi mõõtmisandmetega. Kui konkreetset juhul selleks võimalus puudub, siis vähemalt peaks olema tulemuse täpsuse hinnang, mis saadud varasematel kalibreerimistel.²⁰⁵

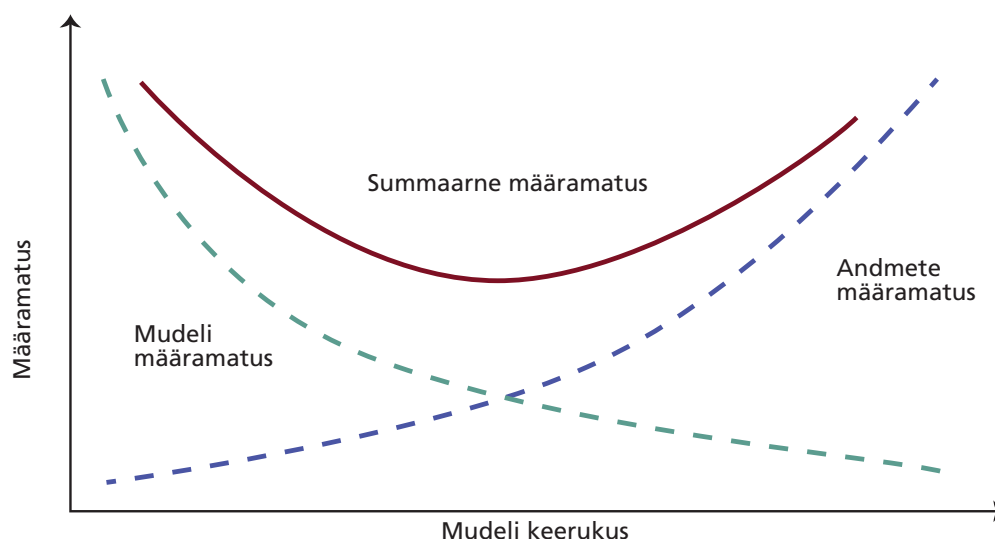
Detailne mudel, mille sisendandmed on ebatäpsed, annab tihti ebausaldusväärsema tulemuse kui lihtne arvutus. Valitud prognoosimeetodi keerukus peaks olema vastavuses selles kasutatavate lähteandmetega, nii et nendest tulenev summaarne määramatus oleks minimaalne (joonis 6.4). Vajaduse korral võib kasutada kaheastmelist lähenemist: kõigepealt jäme prognoos lihtsal meetodil, mis võtab aluseks ebasoodsa olukorra, nn must stsenaarium. Kui see ei näita olulise mõju teket, ei pruugi täpsemat prognoosi vaja olla.

Prognoosimeetodid tuleb valida nii, et nende tulemused oleks vajaduse korral omavahel ühildatavad. Mõõda mõjuahelat kulgevate mõjude korral peavad ühe mõju prognoosimise tulemused olema kujul, mis sobib sisendiks järgmis(t)e mõju(de) prognoosimisel. Ühildatavust tuleb silmas pidada ka koosmõjude hindamisel.

²⁰³ Praktikaks on lisauuringuid nõutud niisugusel puhul, kus nendest polnud võimalik saada mingit reaalselt kasu prognooside parandamiseks. Võimalik, et selliseid nõudmisi esitatakse ka ainult hindamise (ja projekti) pidurdamiseks.

²⁰⁴ Vahel käsitletakse muutlikkust ja määramatust koos kogumääramatusena (*total uncertainty*).

²⁰⁵ Nt Gaussi dispersioonimudeliga saasteaine levikut atmosfääris modelleerides tuleb arvestada vähemalt 30%-lise veaga. NordStreami gaasitoru rajamise KMH puhul kritiseeris Eesti KKM prognoosi põhjusel, et kasutatud mudel (MIKE 3HD +MIKE PA) polnud usaldusväärselt kalibreeritud (MoE, 2009).



Joonis 6.4. Prognooosi määramatuse seos mudeli ja lähteandmete määramatusega

Kemikaalidest lähtuva terviseriski ja ökoloogilise mõju (ökoriski) hindamiseks sobivad prognoosimeetodid on välja töötatud neis valdkondades (keskkonnamõju hindamise raames); olemas on ka koostoimest tekkiva riski arvutamise meetodid. Kavandatavast tegevusest pärit kemikaalide mõju õhu või pinnavee kvaliteedile KMH puhul toimub samamoodi nagu eksponeerituse hindamise esimene etapp KRH – mõlemal juhul kasutatakse selleks sama tüüpi mudeleid (nt Gaussi dispersioonimudeleid). Kui KMH-s soovitakse käsitleda kemikaali edasist liikumist, nt atmosfäärist maapinnale või veekogudesse sadenenud osa liikumist taimestikku või vee-elustikku, siis saab selleks kasutada täiendavaid mudeleid või arvutusvalemeid, mis on kasutusel KRH-s (vt ka Pöder, 2015).

Arvutuste ja modelleerimise kõrval on KMH-s oma koht ka ekstrapoleerimisel, s.t mingis kohas või objektidega mõõdetud seoste ülekandmisel teise kohta või teisele objektile. Ekstrapoleerimisel saadud järelduste usaldusvärsus on seda suurem, mida lähedasemad on tingimused/objektid.

Mõnel puhul tuleb paratamatult leppida vaid nn ekspertarvamusega, s.o professionaali nii kogemustel kui ka intuitsioonil põhineva seisukohaga. Ekspertarvamus võib olla ainuke meetod, et vastata küsimusele, kas teatav tegevus võiks häirida mingi linnu pesitsemist.

Teadusliku ranguse ja usaldusvärsuse taotlemine on KMH-le olemuslik. Natura hindamise puhul, silmas pidades kaitsealade erilist olulisust, on seda nõuet veel rõhutatud: enne tegevuse heakskiitmist tuleb parimatest teadussaavutustest lähtudes kindlaks teha kõik kava või projekti aspektid, mis eraldi või koos muude kavade või projektidega võivad avaldada mõju selle ala kaitse-eesmärkidele.²⁰⁶

²⁰⁶ Euroopa Kohtu seisukoht, et lähtuda tuleb parimatest teadussaavutustest (EK 07.09.2004, C-127/02).

Kavandatav prognoosimeetod peaks olema selgelt esitatud iga käsitlemisele tuleva mõju kohta. Prognoosimeetod peab olema esitatud nii konkreetselt, et võimaldab huvitatutel veenduda selle sobivuses.²⁰⁷

Prognoosimeetodite ülevaade on esitatud osas 7.2 „Mõju prognoosimine“.

6.7.2. Alternatiivide võrdlusmeetodid

Lisaks prognoosimeetoditele mõjutavad KMH järeltõlke meetodid, kuidas prognoositud mõjusid hinnatakse ja võrreldakse. Alternatiivide võrdlemiseks on kolm põhimõtteliselt erinevat lähenemist:

- Võrdlus esitatakse verbaalselt ilma formaalseid tehnikaid kasutamata.
- Kasutatakse lihtsaid tehnikaid, nt mõju kirjeldavaid matrikseid ja/või mõju olulisusele antud arvvaartusi või sümboleid. Üldistus alternatiivide paremusjärjestuse kohta esitatakse verbaalselt, viidates sellisele matriksile.
- Kasutatakse formaliseeritud viisi, mis võimaldab alternatiivide suhtelist paremusjärjestust väljendada ühe arvuga.

Lihtsamal kujul seisneb viimane üksikutele mõjudele omistatud olulisuse arvvaartuste summeerimises; mõnikord korrigeeritakse iga mõju olulisust iseloomustavat arvu veel mõjutatava elemendi suhtelist tähtsust (kaalu) iseloomustava arvuga. Sisukamad on otsustusanalüüsi raames välja töötatud multikriteeriumanalüüsi tehnikad, nt analüütiliste hierarhiate meetod (*Analytical Hierarchy Process – AHP*), *Preference Ranking Organization Method for Enrichment – PROMETHEE* jt).

Viimasel 15 aastal on multikriteeriumanalüüsi tehnikate kasutamise võimalust KMH-s (ja KSH-s) koos näidetega käsitletud korduvalt erialajakirjades (Fuentes-Bargues & Ferrer-Gisbert, 2015; Yunna Wu, Shuai Geng, 2014; Vagiona & Karanikolas, 2012; Mansouri *et al.*, 2013; Lahdelma & Salminen, 2008; Dey & Ramcharan, 2008; Zietsman, 2006; Solnes, 2003; Ramanathan, 2001; Janssen, 2001), kuid vähe KMH käsiraamatutes ja juhendites.²⁰⁸ On tähelepanuväärne, et seniajani on kõige põhjalikumalt alternatiivide võrdlemist KMH-s käsitletud L. Canter (1996), mainides muu hulgas ka väärtusfunktsiooni ja analüütiliste hierarhiate meetodit, kuid neid lähemalt käsitlemata.²⁰⁹ Põhjalikumalt tulevad alternatiivide võrdlemise meetodid käsitlemisele osas 7.4 „Alternatiivide võrdlemine“.

²⁰⁷ Mõnikord esitatud väljend „kasutatakse üldtunnustatud meetodit“ on selgelt ebapiisav, kui pole täpsustatud, milles see tunnustatus seisneb.

²⁰⁸ Võrdlemise hiljutine, üliõpilastele ja KMH praktikutele mõeldud raamat (Glasson *et al.*, 2012) mainib multikriteeriumanalüüsi olemasolu vaid möödaminnes, seostamata seda alternatiivide võrdlemisega, selline paragrahv puudub. See peegeldab arusaamist KMH protsessist (vt osa 1.3 „Teoreetiline alus“).

²⁰⁹ Põhjalikumalt on selles vahendatud vanemat paarituvõrdluse meetodit, mille autor on B. Dean & J. Nishry (1965). Seda on Eestis tutvustatud (sh Pöder, 2005) ja ka praktikas kasutatud.

6.8. KMH programmi vormistamine ja menetlemine

Kavandamise tulemused esitatakse KMH programmina, mille koostab juhtekspert/eksperdirühm koostöös arendajaga. KMH programmi sisu kirjutab ette KeHJS § 13. Sisu peaks olema esitatud sellise detailsusega, et huvitatuil on võimalik aru saada, milliseid mõjusid käsitlema hakatakse ja millisel viisil neid käsitletakse (prognoosimeetodid, alternatiivide võrdlemise meetodid) ja kes eksperdirühma liikmetest konkreetselt millist mõju prognoosib. Selgelt peaks olema näidatud seos käsitlemisele tulevate mõjude ja eksperdirühma liikmete vahel – kes konkreetselt mida käsitleb. Kui kasutatakse prognoosimudeleid, on asjakohane esitada nende päritolu. Litsentseeritud mudelite kasutamisel oleks sobiv esitada ka andmed litsentsi kohta (mõistagi ei tohiks kasutada mudeleid, mille kasutamiseks puudub õigus, sh piiratud kasutusõigusega mudelid). Kasutamisele tulevad meetodikad peaksid olema esitatud täpsusega, mis võimaldab neid tuvastada. Praktikast esineb programme, milles see teave on puudulik või eksitav.²¹⁰

KMH programmi esitab arendaja otsustajale, millele järgneb programmi menetlemine KeHJS §-is 15 määratud korras: selle sisu nõuetele vastavuse kontrollimine otsustaja poolt, asjaomaste asutuste poolt programmi kohta seisukohtade esitamine otsustajale, otsustajal programmi sobivuse kohta seisukoha kujundamine ning selle edastamine arendajale ja juhteksperdile. Puuduste tuvastamisel tuleb programmi parandada ja täiendada. Vastavalt avalikkuse kaasamise nõudele korraldab otsustaja seejärel KMH programmi avaliku väljapaneku ja järgnevalt koos arendajaga programmi avaliku arutelu. Avaliku väljapaneku ja avaliku arutelu tingimused määrab KeHJS § 16. Avaliku väljapaneku ja arutelu käigus esitatud ettepanekutele ja küsimustele vastatakse ning nende alusel täiendatakse programmi KeHJS § 17 määratud korras. Selle järel tunnistab otsustaja programmi nõuetele vastavaks (või mittevastavaks) ning teatab sellest menetlusosalistele KeHJS § 18 määratud korras.

Kui otsustaja tuvastab, et keskkonnamõju hindamise programm ei vasta nõuetele, tuleb arendajal esitada otsustajale täiendatud programm nõuetekohasuse kontrollimiseks. Kui arendaja ei ole 18 kuu jooksul keskkonnamõju hindamise algatamisest arvates esitanud otsustajale keskkonnamõju hindamise programmi nõuetele vastavuse kontrollimiseks, jätab otsustaja keskkonnamõju hindamise algatamise aluseks olnud tegevusloa taotluse läbi vaatamata ja tagastab selle arendajale. Kui arendaja ei ole kahe aasta jooksul pärast programmi nõuetele vastavaks tunnistamist arvates esitanud otsustajale keskkonnamõju hindamise aruannet, kaotab programm kehtivuse (KeHJS § 18).

²¹⁰ Nt üldised väljendid, nagu „elustiku ekspert“ või „keskkonnaekspert“ ei näita küllalt täpselt, mida nimetatud ekspert käsitlema hakkab. Meetodika piirdumine väitega *KMH meetodika seisneb alternatiivsete tegevuskavade prognoositavate keskkonnamõjude võrdlemises õigusaktides kehtestatud piirnormidega ja soovitude andmises optimaalse ehk parima variandi rakendamiseks* on selgelt ebapiisav. Või: *Kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivsete võimaluste võrdlemisel kasutatakse kaalutud intervallskaalat ehk Delphi-meetodit*. On arusaamatu, mida on mõeldud kaalutud intervallskaala all ning kindlasti ei ole see samastatav Delphi meetodiga.

7. Hindamiskäik

7.1. Taustkeskkonna kirjeldamine ja iseloomustamine²¹¹

7.1.1. Kirjeldamise põhimõtted

Taustkeskkonda kirjeldatakse ja iseloomustatakse järk-järgult: see tegevus võib alata juba enne loataotluse esitamist, projekti kujundamise etapis, kui arendaja teeb varakult KMH eksperdigala koostööd (vt osa 5.2 „Loa taotlemise eelne tegevus ja algatamine arendaja soovil“) või KMH algatamise faasis, kui algatamisotsuse aluseks on eelhindamine. Kindlasti toimub see kavandamise etapis, kus see on vajalik kavandatava tegevuse ja selle alternatiividega kaasnevate mõjude identifitseerimiseks (vt osa 6 „KMH kavandamine“). Lõplikult toimub see hindamise alguses, kus seda vajaduse korral täiendatakse informatsiooniga, mida on vaja mõjude prognoosimiseks (vt osa 4 „Lähteandmed“).

Taustkeskkonna kirjeldus esitab teabe, mille alusel on keskkonnamõjusid identifitseeritud ning mida on vaja muutuste prognoosimiseks. See peab näitama tegevusega eeldatavalt mõjutatud ala (mitme asukohaalternatiivi korral nende kõigi) seisundit enne kavandatava tegevuse algust ja ka seisundi eeldatavat muutumist kavandatava tegevusega (0-alternatiiv). Muutus võib toimuda nii looduslike protsesside tõttu kui ka teiste projektide, juba elluviidud ja eeldatavasti elluviidavate tagajärjel. Esimeste hulka arvatakse viimasel ajal ka võimalike kliimamuutuste tagajärjed, nt äärmuslike ilmastikunähtuste sagenemine ning üleujutuste tõenäosuse suurenemine (Kliimamuutuste mõju..., 2012; EC, 2013a). Teiste hulka kuuluvad tegevused, milleks on juba luba väljastatud, kuid tegevus ise pole veel alanud, samuti projektid, mille loamenetlus on algatatud. Seega annab taustkeskkonna iseloomustus aluse, mille suhtes kavandatava tegevuse eeldatavat mõju mõõta.

Taustkeskkonna kirjeldamine ja iseloomustamine tugineb otsestele andmetele, s.o mõõtmisandmetele ning nende alusel arvutatud koondkarakteristikutele (indeksitele); samuti võivad olla kasutusel indikaatorid, mille kaudu iseloomustatakse vahetult mittemõõdetavaid karakteristikuid.

²¹¹ Kuigi tavaliselt kasutatakse erialakirjanduses siinkohal ainult mõistet „kirjeldamine“, on otstarbekas eristada kirjeldamist ja iseloomustamist – need ei ole kattuvad mõisted (vrld inimese kirjeldamist tema iseloomustamisega). Siin seondub iseloomustamine seisundi hindamisega.

7.1.2. Objektide ja karakteristikute valik

Taustkeskkonna iseloomustamine algab küsimusega, mida ja kuidas kirjeldada. Vastuse määrab eesmärk: iseloomustus peab keskenduma KMH jaoks olulistele keskkonnakomponentidele ja nende omadustele – nendele, mis ise on olulised (s.o need, mille negatiivset muutust soovitakse vältida või mille positiivset muutust suurendada), ning keskkonnakomponentidele, mille kaudu realiseerub kaudne mõju, ning nende omadustele, millest mõju realiseerumine (kaudsete mõjude teke) sõltub. Siin on heaks aluseks käsitusala määratlemisel koostatud kontseptuaalne mudel koos mõjudiagrammiga. Erinevate mõjude vaatekohast võib olla vaja iseloomustada sama objekti erinevate omaduste kaudu.

Taustkeskkonna kirjeldamisel ja iseloomustamisel on aluseks selle klassifitseerimise ja seisundi käsitlemise põhimõtted, mida järgitakse vastavate erialade praktikas ja on rakendatud loodushoius, et tagada KMH seondumist üldiste keskkonnategevuskavadega ja keskkonnaeesmärkide saavutamiseks. Nt pinnavete puhul on loomulikuks aluseks veekogumite tüübid ja seisundiklassid ning veemajanduskavade eesmärgid, kaitsealade puhul kaitsekorralduseesmärgid.²¹² Maastiku visuaalse iseloomu kirjeldamisel tuleb esitada nii looduslikud kui ka inimtegevuse objektid, mis maastiku iseloomu määravad. Maastiku kirjeldamiseks on pakutud kolme komponenti (Scottish..., 2013):

- nähtavad objektiivselt eksisteerivad füüsilised objektid, mis on n-ö käegakatsutavad (pinnavormid, ehitised jms);
- nähtavad omadused (värvus, tekstuur, ruumiline struktuur);
- mittenähtavad omadused, mis on subjektiivselt tajutavad (metsikus, harmoonilisus, eksootilisus jms).

Tervisemõju puhul on oluline kirjeldada elanikkonda (grupe), keskkonna kvaliteedinäitajaid ning võimaluse korral olemasolevat terviseriski taset. Käsitleda tuleks ka keskkonnatingimusi ja asjaolusid, millest sõltub inimeste heaolu.

Kui kavandatav tegevus võib kahjustada kultuuriväärtusi ja materiaalselt vara, tuleb kirjeldada ka neid objekte.

Kuigi taustkeskkonna iseloomustamine keskendub selle komponentidele, on asjakohane silmas pidada ka nende seoseid ja funktsioone, millest tuleneb nende tähtsus. See võib ulatuda ökosüsteemiteenuste käsitlemiseni, kui seda põhjendatuks peetakse.

Olemasoleva olukorra iseloomustamiseks valitud näitajad peavad olema vastavuses kavandamisel valitud näitajatega ning prognooside vajadustega.²¹³

²¹² Keskkonnaministri 28.07.2009 määrus nr 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord”.

²¹³ Uuringud on näidanud, et nõrk seos taustkeskkonna ja prognoosi vahel on sageli esinev oluline puudus (Söderman, 2005).

Taustkeskkonna käsitus ei pea olema võimalikult põhjalik (entsüklopeediline) kirjeldus, vaid analüütiline – sisaldama seda, mis on hindamiseks oluline. Olulise mõju identifitseerimise, prognoosimise ning hindamise seisukohalt ebaoluliste keskkonnaomaduste detailne kirjeldamine on ressursside raiskamine. Ebaolulisi keskkonnakomponente ja karakteristikuid tuleks käsitleda vaid määral, mis on vajalik nende ebaolulisuse selgitamiseks.

Näide 7.1

Kavandatava tegevusega kaasneva müra tagajärgede käsitlemisel saavad olla olulised sihtobjektid inimesed ja loomad, keda müra häirib. Lisaks on olulised keskkonnakomponendid ja nende omadused, millest müra levik, s.o jõudmine sihtobjektideni, sõltub: nt reljeef, maapinna karakteristikud, võimalikud tõkked, sh metsasus, veekogude all olev pind, atmosfääriomadused jms. Nimetatud tegureid peaks antud juhul taustkeskkonna iseloomustust käsitlema. Seevastu veekogude elustiku ja põhjavee seisundi kirjeldus on ilmselt mittevajalik.

Muutujad. Karakteristikud, mille kaudu keskkonda iseloomustada, võivad olla otseselt mõõdetavad keskkonda iseloomustavad füüsikalised, keemilised, bioloogilised ja sotsiaal-majanduslikud muutujad. Need on näiteks müratase, jõe vooluhulk, peenosakeste kontsentratsioon välisõhus, loomapopulatsiooni suurus, liikide arv koosluses, elanike arv, tööhõive, haigestumiste tõenäosus jne. Esmajärjekorras tuleb taustkeskkonna seisundi iseloomustamisel silmas pidada näitajaid, millele on kehtestatud piirväärtused ja mis määravad seisundi hinnangu.

Mõnel puhul iseloomustab taustkeskkonda see, kuidas inimesed seda tajuvad. Selline on lõhnaäiringute hindamine ja häirivate omaduste väljaselgitamine, samuti sotsiaalse olukorra hinnang ning maastiku iseloomu, eriti visuaalse iseloomu hindamine.

Indeksid. Mõnikord on otstarbekas keskkonnaseisundi iseloomustamiseks kasutada mitut muutujat hõlmavaid koondnäitajaid, nn liitindekseid (üldindekseid), mis on erinevate muutujate alusel arvutatud integraalsed keskkonda iseloomustavad arvnäitajad. Liitindeksid iseloomustavad mitut tegurit ja väljendavad nende koosmõju (Canter & Atkinson, 2011).

Olemas on hulk indekseid, nagu

- õhukvaliteedi indekseid;
- veekvaliteedi indekseid;
- liigilise mitmekesisuse indekseid;
- veekogude troofsusindekseid;
- keskkonna esteetilise väärtuse indekseid;
- elukvaliteedi indekseid jpt.

Mõned indeksid on universaalsed, nt nn Shannoni liigilise mitmekesisuse indeks. Paljud indeksid on piiratud kasutusala, s.t rakendatavad teatud piirkondade või objektide puhul.

Eesti veekogude seisundi iseloomustamiseks on kasutusel järgnevad indeksid (keskkonnaministri määrus 28.07.2009 nr 44):

- IPS – spetsiifiline reostustundlikkuse indeks (*Indicé Polluosensitivité Spécifique*);
- WAT – Watanabe indeks;
- TDI – ränivetikate troofsusindeks (*Trophic Diatom Index*);
- EPT – tundlike suurselgrootute taksonite arv (*Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera*);
- ASPT – taksoni keskmine tundlikkus (*Average Score Per Taxon*);
- DSFI – Taani vooluveekogude fauna indeks (*Danish Stream Fauna Index*);
- JKI – jõgede kalastiku indeks;
- ÖKS – ökoloogiline kvaliteedisuhe.

Indeksite kasutamisel on oht, et nende tähendus võib mittespetsialistile olla raskesti mõistetav (muutujate valik ja nendevahelisi seoseid kirjeldava arvutusvalemi sisu) ning nende formaalne rakendamine võib viia ekslike järeldusteni. Seetõttu peaks vajaduse korral sobiva indeksi valimine jääma erialaspetsialisti ülesandeks, kes selle tähendust asjaosalistele selgitab ning prognoositud muutusi interpreteerib.

Valdavalt on kasutusel deterministlikud indeksid, s.t nad annavad ühe arvvääruse. Arendamisel on tõenäosuslikud indeksid (nt Nikoo *et al.*, 2011).

Muud näitajad. Taustkeskkonda saab iseloomustada muude arvatud näitajate kaudu. Nt kui käsitletakse kavandatavast tegevusest lähtuva õhusaaste mõju inimeste tervisele, võib olla sobiv tausta iseloomustus olemasolevast atmosfäärisaastest põhjustatud terviseriski tase, mis on väljendatud haigestumise tõenäosusena.

Visuaalse mõjuala iseloomustamiseks tuleb valida nn võtmevaated, mis iseloomustavad maastiku kvaliteeti enne kavandatava projekti elluviimist. Vaatepunktide valikul on asjakohane arvestada huvigruppide arvamusega, nii et oleks hõlmatud neile olulised vaated.

Kui keskkonnamõju soovitakse väljendada ökosüsteemiteenuste kaudu, tuleb taustkeskkonna iseloomustuses arutada ka need.

Indikaatorid. (Keskkonna)indikaatori mõiste oli algselt seotud taimede põhjal nende kasvukoha tingimuste kohta informatsiooni saamisega (bioindikatsioon).²¹⁴ Indikatsioon põhineb sellel, et teatava objekti (nähtuse) olemasolu või selle omaduse (indikaatortunnuse) kaudu saab teha põhjendatud järeldusi teise objekti, nähtuse või selle omaduste (sihttunnuste) kohta. Indikatsiooni kasutamine on põhjendatud, kui sihtobjekti ei ole mingil põhjusel võimalik otseselt mõõta (vajab korduvaid mõõtmisi, milleks pole aega) või pole see otstarbekas (liiga kulukas) ning seos indikaatortunnuse ja sihttunnuse vahel on piisavalt kindel.

²¹⁴ Kasutati maavarade otsimisel.

Näide 7.2

- 1) Teatud samblike esinemine või mitteesinemine iseloomustab õhureostuse taset.
- 2) Reostusele tundliku liigi esinemine veekogus viitab reostuse puudumisele.
- 3) Elavhõbeda kõrgendatud kontsentratsioon molluskites mõnes veekogu osas viitab elavhõbeda suuremale sisaldusele selles piirkonnas.

Indikaator ise võib, kuid ei tarvitse olla oluline, tema väärtus indikatsioonis sellest ei sõltu, vaid tuleneb ainult informatsioonist, mida ta annab indikaatortunnuse kohta (soolekepike ise on väheoluline, kuid ta on oluline indikaator, sest selle arvukus veekogus iseloomustab võimalikku fekaalset reostust).

Indikatsioonil põhinevate tulemuste interpreteerimiseks on vaja mõista selle seose iseloomu ning seda mõjutavaid tegureid, mis võivad indikaatortunnuse ja sihttunnuse vahelist seost varjutada.

Indikaatoriks võivad olla ka indeksid, kui nad on selgelt seostatavad määratletud indikaatortunnusega.

Praktikas on indikaatori mõiste muutunud populaarseks ja kasutusel on arvukalt indikaatoreid. Sealjuures on selle mõiste sisu muutunud väga ähmaseks ning sageli pole aru saada, milles indikatsioon seisneb (puudub sihttunnus) ja „indikaator“ ei erine nähtavalt objekti kirjeldamiseks kasutatavast „muutujast“ või „karakteristikust“ või „parameetrist“. Vahel samastatakse indikaatori tähendus kindla seosetüübiga (Heink & Kowarik, 2010).

Eristatud on mitmesuguseid indikatsiooniliike. Hunsaker & Carpenter (1990, *op. cit.* Treweek, 1999: 203) on nad liigitanud järgmiselt:

- mõjuindikaatorid (*response indicators*) – tõendavad elustiku objekti (organism, populatsioon, kooslus, ökosüsteem, maastik) seisundit;
- eksponeeritusindikaatorid (*exposure indicators*) – tõendavad objekti ja mõjuri kokkupuudet;
- elupaigaindikaatorid – iseloomustavad tingimusi, mida elustiku objekt vajab (reostuse puudumise korral);
- stressoriindikaatorid – kvantifitseerivad looduslikke protsesse või inimtegevust, mis võivad eksponeeritust muuta (nt saasteainete emissioon).

Euroopa Liit on välja töötanud üldise keskkonnaindikaatorite süsteemi, mille alusel on koostatud ka Eesti keskkonnaindikaatorite süsteem (Eesti keskkonnaindikaatorid..., 2014). Eraldi on koostatud Eesti merealade keskkonnaseisundi indikaatorite kogum (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012). Selles on esitatud 11 mere seisundit iseloomustavat tunnust, millest igäühe iseloomustus tugineb kümnetele nn indikaatoritele.²¹⁵

²¹⁵ Nt tunnus 8. Saasteainete kontsentratsioon on tasemel, mis ei põhjusta saastumisest tulenevaid mõjusid on kaetud 27 indikaatoriga, milleks on ainerühmad (raskmetallid, polütsüklilised aromaatsed ühendid jt), täpsemalt nende kontsentratsioon keskkonnas. Tunnus (saasteaine kontsentratsioon) ja indikaator (sama aine kontsentratsioon) on siin kattuvad, s.t sisuliselt on tegemist lihtsalt muutujatega, mis ei tohiks ületada teatavat piirväärtust.

7.1.3. Seisundi hindamine

Eristada tuleb taustkeskkonna seisundi kirjeldust ja hindamist. Kirjeldus esitab fakte, hinnang interpreteerib neid kategooriates (telgedel), nagu vähe – palju, hea – halb.

Kõige lihtsam seisundi hinnang põhineb olemasoleva (mõõdetud või modelleeritud) suuruse võrdlusel mingi piirväärtusega. Mõned piirväärtused on kehtestatud õigusaktiga.²¹⁶ Seisundi hindamise kriteeriumid/piirväärtused ja skaalad võivad olla tuletatud ka teaduslikest seisukohtadest või põhineda eksperdi hinnangul.²¹⁷ Ka indekse arvväärtused võivad olla seisundihinnangutega vastavusse viidud.

Põhimõtteliselt sama eesmärgi teenivad ka kvaliteediklassid, nt veekogude keemilised ja ökoloogilised seisundiklassid. Viimase arvutamine tugineb indeksitele, mille alusel määratakse seisundiklass üksikutele keskkonnakomponentidele. Vooluveekogude puhul on nendeks füüsikalise-keemilised üldtingimused, mikro-füto-bentos, suurtaimed, suurselgrootud ja kalad. Üldistatud seisundiklassi määrab kõige madalama seisundiklassi saanud komponendi seisundiklass. Vastavalt Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (2000/60/EÜ) on Eestis veeseadusega (RT I, 27.12.2016, 6) kehtestatud veekogumite viis seisundiklassi: väga hea, hea, kesine, halb, väga halb. Tugevasti muudetud veekogumil või tehisveekogumil on kehtestatud neli seisundiklassi: väga hea, hea, kesine ja halb ökoloogiline potentsiaal. Seisundiklasse määravad kvaliteedielemendid²¹⁸ ning nende põhjal seisundiklasside määramise kord on esitatud keskkonnaministri määruses (keskkonnaministri 28.07.2009 määruses nr 44).

Veekogumite seisundi hinnangud, nende ohustatuse määr ja seisundi edaspidised trendid on esitatud veemajanduskavades (<http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>).

Maastiku visuaalse kvaliteedi hindamine tugineb sellele, mida inimesed sooviksid. Visuaalset kvaliteeti võivad hinnata eksperdid, kes võivad hindamisse kaasata ka huvigruppe. Soovitava visuaalse olukorra kohta võib saada teavet strateegilistest planeerimisdokumentidest ning keskkonnamõju strateegilistest hindamistest.

Taustkeskkonna ökosüsteemiteenuste kirjeldamiseks pakutav meetodika (Landsberg *et al.*, 2014) on leitav aadressil http://www.wri.org/sites/default/files/weaving_ecosystem_services_into_impact_assessment_technical_appendix.pdf

²¹⁶ Sellised on nt mitme ohtliku aine kontsentratsiooni piirväärtused pinnases, välisõhus ja vees.

²¹⁷ Nt loomapopulatsiooni seisundi hinnang. Lõpuks põhinevad ka õigusaktidega seatud piirväärtused teaduslikel alustel ja eksperthinnangutel. Vt ka osa 2 „Keskkonnamõju olulisuse käsitlused”.

²¹⁸ *Kvaliteedielement* on kvaliteedinäitajate rühm või üks kvaliteedinäitaja, mis kirjeldab vee-elustiku üht osa või elustikku mõjutavaid füüsikalise-keemilisi või hüdro-morfoloogilisi tingimusi. Nende hulka kuuluvad ka mõned indeksid.

7.2. Mõju prognoosimine

Mõjude prognoosimine on KMH keskne teema. Kuna see on mõjuri- ja mõjutatava keskkonnaelemendi spetsiifiline ning eeldab sellekohast erialast pädevust, on KMH käsiraamatutes seda käsitletud põgusalt (Scottish..., 2013) või üldse mitte (nt Glasson *et al.*, 2012; Mineral..., 2012). Mõjude prognoosimine hõlmab nii negatiivseid kui ka positiivseid mõjusid. Prognoositud mõjude olulisuse hindamisel on aluseks osas 2 „Keskkonnamõju olulisuse käsitletud“ esitatud põhimõtted. Järgevalt on esitatud kokkuvõtlik ülevaade mõjude prognoosimisest eri valdkondades.

7.2.1. Maapind

Pinnast ja pinnavorme kujundatakse ümber vahetult projekti rajatiste alla jääval alal (maapinna hõivamine). Suurema ulatusega on see teeprojektide ja lahtiste kaevanduste rajamisel. Geoloogilise ehituse, sh hüdrogeoloogiliste omaduste muutmine toimub peamiselt kaevanduste rajamisel.

Otsene mõju seisneb maa jäämises ehitiste alla, mulla ja pinnase ümberpaigutamises ning maavara (maa-ainese) väljamise tulemusel muutunud reljeefis (looduslike pinnavormide muutmine, tehispinnavormide teke). See tähendab viljaka maa pindala vähenemist ja mulla kui taastumatu loodusvara hävimist või selle kvaliteedi halvenemist (degradeerumine, tihendamine) ning ala visuaalse ilme muutumist. Mõju iseloom ja ulatus võib projekti erinevates etappides suurel määral erineda – nt kaevanduste puhul nende käitamisaegne olukord ja sulgemisjärgse ala korrastamisega kujundatud maastik. Korrastamine hõlmab nii pinnavormide kujundamist, maakaatusviisi kui ka võimalike veekogude rajamist kaevandatud aladele. Nende mõjude suurus ja ulatus tuleneb otseselt projekti tehnilisest lahendusest. Reljeef on osa maastikust ning selle muutumise visuaalne külg on käsitletav visuaalse mõju prognoosiga.

Reljeefi ja pinnase (sh mulla) omaduste muutumisega kaasnevad:

- struktuursete omaduste (sh lõimis, tihedus, poorsus jt) muutus;
- mulla süsinikuisalduse muutus;
- mulla happelisuse/aluselise muutus;
- nõlvade stabiilsus, maalihke võimalus;
- erosioon;
- reostus;
- veerežiimi muutus;
- lokaalse kliima muutus.

Mulla struktuursed omadused, süsinikuisaldus ja muud füüsikalise-keemilised omadused mõjutavad mullas toimuvate protsesside, k.a mullaelustiku kaudu viljakust.

Need mõjutavad ka veerežiimi ja selle kaudu omakorda muid tegureid, nt nõlvade stabiilsust.

Maalihke võimalust mõjutavad nii nõlva kuju kui ka pinnase geotehnilised karakteristikud, mis omakorda sõltuvad niiskussisaldusest.

Pinnasereostust võivad põhjustada nii hädaolukordade ja õnnetusjuhtumite kui ka normaalse käitumise puhul otse või vahendatult (nt atmosfääriheitest väljasadenemisel) pinnasesse sattunud ohtlikud ained. Võimalikud pinnasereostuse allikad on reostuskolded, nt mattunud jäätmed või reostunud pinnas ja veekogu põhjasetted, kust kavandatava tegevuse tagajärjel võivad ohtlikud ained migreeruma hakata. Mõnede ainete sisaldusele pinnases on kehtestatud piirväärtused.

Pinnases avalduva mõju hulka kuuluvad ka maapinna võnked ja vibratsioon. Lõhkamiste põhjustatud võngete prognoosimiseks on kasutusel erinevaid arvutusmeetodeid (nt Kalayci & Ozer, 2016).

Pinnase ja reljeefi omaduste muutumine kutsub esile sekundaarseid mõjusid, nagu pinna- ja põhjavee liikumise ja taseme muutus, samuti mõjutab ainete leostumist pinnasest põhjavette ja veekogudesse, millega kaasneb nende kvaliteedi muutus (vt veekogumite seisundiklasse ja nende määramist).

Veekogudesse rajatavate objektide, nt sadamate, tuuleparkide ja torujuhtmete puhul toimub põhjareljeefi muutmine süvendamise, kaadamisega ning põhjakihtide ümberpaigutamine. Nende puhul on otsese mõju suurus ja ulatus määratud projekti tehnilise lahendusega. Pinnase ja põhjakihtide ümberpaigutamisega kaasneb kaudne mõju, nt mõju vee kvaliteedile, sh võimalik põhjasetetesse kogunenud ohtlike ainete liikumine veesambasse. Selle prognoosimisel saab tugineda asjakohase kirjanduse andmetele eralduva osa eeldatava suuruse kohta või selleks ettevõetud uuringute andmetele. Võimalik on etapiviisiline lähenemine, alustades halvimal võimalikust variandist ning selle korral olulise mõju ilmnemisel jätkata realistlikuma variandiga. Kuna ohtlike ainete puhul pole tähtis nende koguhulk, vaid biokättesaadav osa, siis tuleb ka seda samamoodi arvesse võtta. Oluline on prognoosida ka ohtlike ainete veesambas püsimise aega ja liikumise ulatust, mis on aluseks võimaliku ökoloogilise mõju hindamisel.

Hüdrotehniliste rajatiste ja tehisrandade võimalik mõju rannaprotsessidele – kulusprotsesside, setete transpordile ja kuhjumisele väljendub ranna kuju ja põhjareljeefi muutumises.

Geoloogilisele ehitusele, pinnavormidele ja pinnasele (sh mullale) avalduvat mõju ja selle prognoosimeetodeid on KMH kirjanduses käsitletud äärmisel napilt.²¹⁹ Peamiste prognoosimeetoditena, kuidas hinnata kaevanduste mõju pinnasele (mullale) ja geoloogilistele tingimustele, on nimetatud eksperdihinnangut, erialakirjanduse seisukohti, väliuuringuid ning sarnaste olukordade ekstrapoleerimist (EIA Technical Review..., 2011).

²¹⁹ Seda hoolimata asjaolust, et maa ja mulla olulisus on selgelt välja toodud KMH direktiivis 2014/52/EL.

Nõlvade stabiilsust ja maalihke riski ning pinnasevõnkeid/vibratsiooni saab prognoosida geotehniliste arvutustega.

Pinnaseerosiooniga kaasneva mulla ärakande arvutamiseks on valem ((*Revised Universal Soil Loss Equation* – RUSLE). <http://www.iwr.msu.edu/rusle/about.htm>

$$A = R * K * L * S * C * P$$

kus

A – keskmine mulla ärakanne pinnaühikult aastas;

R – sademete erosioonitegur ($[\text{kJ}/\text{m}^2][\text{mm}/\text{h}]$);

K – mulla erodeeritavustegur ($[\text{t}/\text{ha}][\text{m}^2/\text{kJ}][\text{h}/\text{mm}]$);

L – nõlvapikkuse tegur (dimensioonita);

S – nõlvakalde tegur (dimensioonita);

C – taimkatte tegur (dimensioonita);

P – kaitseabinõude tegur (dimensioonita).

Selle versiooni USLE on kasutatud ka Eestis mulla ärakande modelleerimiseks (<https://www.etis.ee/Portal/Projects/Display/1d86b971-d783-4171-a359-f03f2beb89f5>).

Pinnase geokeemiliste omaduste prognoosimiseks on kasutatavad ainebilansimudelid, mis võivad olla kasutatud iseseisvalt või olla ulatuslikuma ainete migratsiooni keskkonnas kirjeldava mudeli osa. Nt nn atmosfääri suunatud saasteainete väljasademine, mis on arvutatav nn Gaussi saastelevi mudeliga, võib olla sisendiks nende kontsentratsiooni arvutamisel maapinnas, arvestades võimalikku väljakannet põhjavekke liikumise, lagunemise ja muude tegurite kaudu.

Hüdrotehniliste rajatiste mõju rannaprotsessidele aitavad prognoosida setete transpordi mudelid, nt MIKE 21 (<https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-21>).

7.2.2. Põhjavesi

Põhjavee puhul avaldub mõju põhjaveetaseme ning kvaliteedi muutusena, mis koos määravad põhjavee kui loodusressursi suurust ja kvaliteeti. Põhjaveetaset mõjutavad kõik projektid, millega kaasneb põhjavee kasutamine või eemaldamine, nt kaevandamisel, põhjaveevarude täienemise mõjutamine või mõju põhjavee kvaliteedile, sh võimalik reostus.

Põhjaveetasemest sõltub omakorda pinnaveerežiim ja mulla niiskusrežiim ning neist lähtuvad mõjud nii maismaa- kui vee-elustikule. Mõistagi on põhjavesi ülioluline kui joogivee ja mõnel puhul tarbevee allikas. Põhjavee erilise tähtsuse tõttu on selle seisundi modelleerimisele pööratud juba aastakümneid eriti tähelepanu.

Lihtsaim viis põhjaveetaseme muutust prognoosida on analüütiline meetod, mis võimaldab lihtsal viisil arvutada alanduslehtri raadiust. Praktikas on selleks kasutusel mitu valemit, nt Kerkise võrrand:

$$R_d \sqrt{\lg R_d - \lg r_0 - 0,217} = 0,66 \sqrt{(k/w) S_0 (2H - S_0) - 0,5 r_0^2},$$

kus

R_d – karjääri tinglikust keskpunktist mõõdetud mõjuraadius;

r_0 – kaevise tinglik raadius, mis vastab selle pindalaga võrdse ringi raadiusele;

H – vett kandva kihi paksus;

S – veetaseme alandus;

k – filtratsioonikoefitsient;

w – infiltratsioonimoodul.

Põhjavee modelleerimiseks on olemas kümneid, kui mitte sadu mudeleid. Ainuüksi USA Geoloogiateenistuse (U.S. Geological Survey) kodulehel on esitatud üle 40 mudeli (<http://water.usgs.gov/software/lists/groundwater>). Tabelis 7.1 on esitatud valik KMH-s kasutatavaid põhjavee seisundi prognoosimudeleid ja kasutajaliideseid.

Tabel 7.1. Põhjavee seisundi prognoosimudelid (EIA Technical..., 2011)

MUDEL	OMADUSED	PÄRITOLU
MODFLOW	Põhjavee modelleerimise rahvusvaheline standard, millest on mitu edasiarendust ja versiooni, sh MODFLOW2005 ja GSFLOW, mis on põhjavee ja pinnavee ühendmudel.	U.S. Geological Survey water.usgs.gov/ogw/modflow
Visual MODFLOW	MODFLOW kasutajaliides	Waterloo Hydrogeologic www.waterloohydrogeologic.com
GMS (Groundwater Modeling System)	Laialdaselt kasutusel, sh USA riigiasutustes. Ühildub mitme mudeliga, sh MODFLOW, MT3D. Võimaldab nii 2D- kui 3D-modelleerimist ning ka stohhastilist modelleerimist.	Scientific Software Group www.scientificsoftwaregroup.com
GW Vistas	Põhjavee liikumise ja ainete transpordi graafiline kasutajaliides. Ühildub mitme mudeliga, sh MODFLOW, MODPATH, MT3DMS. Stohhastilise modelleerimise võimalus.	www.groundwater-software.com
MT3DMS	MT3D edasiarendus. Mõeldud saasteainete kontsentratsiooni muutumise modelleerimiseks.	hydro.geo.ua.edu/mt3d/summary.htm
BIOPLUME III	2D-mudel orgaaniliste ainete sisalduse modelleerimiseks, arvestades vee liikumist, sorptsiooni ja biolagundamist.	www.epa.gov/water-research/bioplume-iii

Hüdrogeoloogilisi prognoose, sh modelleerimist teevad Eestis mitu organisatsiooni, kes kasutavad ka mitmesuguseid prognoosimudeleid, nt Vistas+MODFLOW32, Visual MODFLOW Professional ja GMS).

7.2.3. Pinnavesi

Pinnavesi hõlmab kogu maismaavett, siirdevett ja rannikuvett, keemilise seisundi hindamisel ka territoriaalvett. Pinnavee puhul avaldub mõju hüdrooloogilise režiimi, veetaseme ning vee füüsikaliste ja keemiliste omaduste muutustena. Need võivad mõjudena esile kutsuda sekundaarseid muutusi, nagu üleujutused, maapinna niiskusrežiimi muutus ja vee-elustiku muutused (viimaseid on käsitletud elustiku muutuste prognoosimise osas).

Veekogude hüdrooloogiliste karakteristikute prognoosimisel on veevarustuse, vesiehitiste ja navigatsiooni vajaduse tõttu pikk ajalugu, hiljem on neile lisandunud vee kvaliteeti määravate omaduste, nagu mikrobioloogilised karakteristikud, hapnikusisaldus, biogeenid, ning lõpuks mitmesuguste keskkonnaohtlike ainete sisalduse ja liikumise prognoosimine.

Nüüdseks on selleks otstarbeks valmistatud arvukalt mudeleid, täpsemalt mudelite perekondi, sest enamasti on tegu nende variatsioonidega ja kombinatsioonidega koos kasutajaliidestega.

Tabelis 7.2 on esitatud valik laialt kasutusel olevatest pinnavee mudelitest. US EPA on esitanud oma soovitatud mudelite loendi (<https://www.epa.gov/exposure-assessment-models/surface-water-models>).

Tabel 7.2. Valik pinnavee seisundi mudeleid

MUDEL	OMADUSED	PÄRITOLU
MIKE HYDRO River	MIKE 11 edasiarendus	www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-hydro-river
QUAL2K	1D-mudel vooluveekogu vee kvaliteedi prognoosimiseks	www.qual2k.com
MIKE 11	1D-mudel äravoolu, vee kvaliteedi ja uhtainete liikumise prognoosimiseks vooluveekogudes	ftp://213.143.90.70/Uporabniki/UrosZ/MIKE/Manuals/MIKE_11/Mike_11_ref.pdf
MIKE21		
MIKE3	Hüdrodünaamika, lahustunud ja suspendeerunud ainete ning põhjasetete liikumine rannapiirkonnas ja avameres	Taani (DHI) www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-3

MUDEL	OMADUSED	PÄRITOLU
Delft3D	Hüdrodünaamika, setete transport ja vee kvaliteet vooluveses, estuaarides ja rannapiirkonnas	Holland oss.deltares.nl/ web/delft3d/about
LAKE2K	1D-mudel stratifitseeritud seisuveekogude veevaliteedi sesoonse dünaamika modelleerimiseks	
WASP	Lämmastiku- ja fosforiühendid, lahustunud hapnik, BHT, vetikad, orgaanilised saasteained, metallid, patogeenid	www.epa.gov/exposure-assessment-models/water-quality-analysis-simulation-program-wasp
SWAT (Soil and Water Assessment Tool)	Valgla mastaabis hüdroloogiline modelleerimine, biogeenide ja saasteainete liikumine, kliimamuutuste mõju hüdroloogiale ja ainete liikumisele	USA blackland.tamu.edu/ models/swat/

Eestis on juba pikka aega olnud kasutusel nn Vennerblomi mudel ja QUAL2K ning projekti „Mudelite süsteemi ja töövahendi loomine mere ja maismaa pinnavee integreeritud haldamiseks“ raames on ette nähtud Estmodeli ja nn Veepspecialisti töölauda arendamine.

Uueks teemaks on veekeskonna puhul mürareostus ja selle tagajärjed vee-elustikule. Esitatud on müra läviväärtused mereimetajatele ja kaladele. Ülevaade veekeskonnas leviva müra modelleerimisest KMH-s annab Farcas jt (Farcas *et al.*, 2016).

Prognoositud mõju olulisuse hindamisel saab mõnede ainete puhul lähtuda nende kontsentratsioonidele pinnavees kehtestatud piirväärtustest ning seisundiklassi piire määravatest arväärtustest.

7.2.4. Atmosfäär

Mõju välisõhule seisneb eelkõige selle kvaliteedi muutumises, mis kaasneb atmosfääriheitmetega (saasteainete sisaldus, lõhn). See võib väljenduda ka muudes füüsikalistes tegurites, nt plahvatustega kaasnev lööklaine, ehitiste või haljastuse kujundamisega tekkivad tuulekoridorid, samuti nn valgusreostus. Viimast võib käsitleda ka visuaalse mõju osana.

Atmosfääri saastelevi modelleerimiseks on enam levinud analüütiline nn Gaussi mudel, mis sobib ruumimastaabis 1–50 km. Suurema ruumimastaabi korral kasutatakse numbrilisi, Euleri ja Lagrange'i mudeleid.

Levinud hajuvusmudelite pered on AERMOD, CALPUFF, AUSTAL 2000 (Ausbreitungsrechnungen nach TA Luft), ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) AirViro (tabel 7.3). Neile on tehtud kasutajaliideseid nagu nt CALPUFF View ja AEROMOD View. Olemas on kitsamalt spetsialiseeritud versioone, CALRoads ja

ADMS-Roads maanteeliiklusest lähtuva õhusaaste modelleerimiseks või CTDMPLUS (Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situation) keerulise reljeefi arvestamiseks jmt.

US EPA poolt on esitanud ka KMH jaoks soovituslikud mudelid, mille hulka kuuluvad AERMOD ja CALPUFF: www3.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm#rec

Tabel 7.3. Valik atmosfääri saastelevi mudeleid

MUDEL	OMADUSED	PÄRIOLU
AERMOD	Gaussi staatiline (<i>steady-state</i>) mudel, mis sobib nii maapinnalähedaste kui ka kõrge-mal asuvate allikate puhul, nii lihtsa kui ka keerulise aluspinna jaoks	USA www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm#rec
CALPUFF	Lagrange'i dünaamiline mudel, mis võimaldab modelleerida saasteainete edasikannet mitmesugustes ilmastikuoludes, muutumist ja vähenemist. Sobib kauglevi modelleerimiseks komplitseeritud aluspinna korral.	USA www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm#rec
ADMS	Gaussi mudel, mis võimaldab modelleerida eri tüüpi allikatest pärineva saaste levikut, võttes arvesse aluspinna iseloomu ning väljasadestumist ja muundumist	UK www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-model.html
AirViro	Mitme tüüpi Gaussi kui ka Euleri mudelit sisaldav pakett	Rootsi www.smhi.se/airviro
AUSTAL	Lagrange'i mudel, mis võimaldab arvestada määrg- ja kuivsademetega väljakannet	Saksamaa www.umweltbundesamt.de/en/tags/austal-2000
CTDMPLUS	Gaussi mudel, mis on kohandatud ebasabiilse meteoroloogilise olukorra jaoks	www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm#rec
ISC3	The Industrial Source Complex Model (ISC3)	

Eestis on atmosfääri saastelevi modelleerimisel põhitegija Keskkonnauuringute Keskus, kus kasutatakse AirViro paketti, mis sisaldab erinevaid hajuvusmudeleid: Street Canyon, Gauss, GRID, CALPUFF jt. Kasutatakse ka ADMS-i ja AUSTAL-i.

Kui tegemist on ainetega, mille negatiivne toime seisneb kas või ainult lõhnaühikute ringus, saab viimase levikut prognoosida väljendatuna lõhnaühikutega.²²⁰ See eeldab hääringut põhjustavate ainete kontsentratsiooni sidumist lõhnaühikutega selleks volitatud eksperdirühma poolt (EVS 886-1:2005 „Lõhnaainete hajumine atmosfääris. Osa 1: Põhialused“). Lõhnaainete tajutava intensiivsuse ja kontsentratsiooni vahel on eksperimentaalselt leitav seos (Zhou *et al.*, 2016), mille kaudu on võimalik kontsentratsiooni prognoosi siduda tajuprognosiga.

²²⁰ Euroopa lõhnaühik (OU_E) on lõhnaaine kontsentratsioon, mille tuvastuslävi on võrdne etalonaine, milleks on võetud n-butanool tuvastuslävega (EVS-EN 13725:2005).

Tajuerinevuste tõttu on võimalik hinnata tegeliku tajumise tõenäosust ning seda, kui oluliseks häiringut peetakse sõltuvalt lõhnaainete kontsentratsioonist. Lõhnahäiringutega võib mingil määral harjuda, samas on ka võimalik, et esmalt meeldivad või neutraalsed lõhnad muutuvad püsimisel ärritavaks.

Müra ehk soovimatu heli mõju sõltub tugevusest (tasemest), toonist, sagedusspektrist, kestusest ja muutlikkusest. Müra suuruse mõõtmisel arvestatakse asjaolu, et inimene tajub erinevaid helisagedusi erineva tundlikkusega nn A-korrektsooniga. Muutuvat mürataset iseloomustatakse ekvivalentse müratasemena (L_{Aeq}), mida kasutatakse ka müra piirsuuruste kehtestamisel.²²¹ Mürahäiring sõltub ka müra muutlikkusest (impulsshelid) ja tonaalselt eristuvatest helidest. Neid arvestava korrektsiooni lisamisel keskmisele müratasemele saadakse hinnatud müratase (Lahti, 2010).

Müra leviku prognoosimiseks loodud nii üldisi, mitmesugustes olukordades sobivaid mudeleid (nt CadnaA, SoundPlan) kui ka allikaspetsiifilisi mudeleid, nt tuuliku-parkide (WinPro) ja maanteeliikluse (Nouvelle Méthode de Prévision du Bruite des Routes, NMPB-Routes-2008) ja lennuliikluse (Aviation Environmental Design Tool, AEDT) müra prognoosimiseks. Eestis on neist kasutusel nt CadnaA.

Erinevat tüüpi (autod, rongid, lennukid) mürale eksponeerituse ja sellest mõjutatud (häiritud, unetus) inimeste protsendi seost kirjeldavad empiirilised mudelid (DEFRA, 2014).²²²

Müratasemele kehtestatud piirväärtused arvestavad piirkondade ja aja erisusi (Välisõhus leviva müra normtasemed..., RT I 21.12.2016, 27).

7.2.5. Elustik

Otsene mõju taimestikule avaldub eelkõige taimkatte hävitamises või muutmises maa hõivamise tagajärjel ning on projekti omaduste alusel lihtsalt prognoositav. Kaudne mõju avaldub tegevuspaiga ümbruse veerežiimi muutmise kaudu (nt põhjaveetaseme muutmise)²²³ või mõne teise ökoloogilise teguri kaudu. Elustiku ja keskkonnatingimuste vaheliste seoste keerukuse tõttu on paljudel juhtudel mõju võimalik iseloomustada ainult kvalitatiivselt.²²⁴

Elustikus avalduvat mõju prognoositakse kolmel tasandil:

²²¹ Ekvivalentne müratase on selline püsiva tasemega müra, mis omab sama akustilist energiat kui muutuva tasemega müra kindla mõõtmisaja jooksul (nimetatakse ka ekvivalentseks helirõhutasemeks).

²²² Vahemikus 45–65 dB.

²²³ Nt kaevanduse käitamise ajal põhjaveetaseme alandamine, kaevanduse sulgemise järel vastupidi, selle tõus, mis võib põhjustada kogu piirkonna taimestiku muutumist soostumise tõttu.

²²⁴ Nt kalakasvanduste KMH-de puhul on olulised ka haiguste levik kalakasvandusest looduslikele populatsioonidele, röövlindude ligimeelitamine ja looduslike populatsioonide geneetilise mitmekesisuse vähendamine kasvandusest väljapääsenud kalade tõttu (Carse & Pogorzelec, 2007).

1. Isendite tasand. See toimub vaid haruldaste ja rangelt kaitse all olijate puhul, kui arvel on iga isend, nt mõned kotkad.
2. Populatsiooni või liigi tasand. Elustiku puhul seisundi iseloomustamiseks tavaline tasand – tähtis on populatsiooni seisund, mitte iga üksiku isendi käekäik. Teatava hulga isendite elimineerimine on loomulik ja soovitatav – lõhepopulatsiooni hea seisund ja püük ei ole vastandlikud.
3. Koosluse ja ökosüsteemi tasand. Iga populatsiooni/liigi hea seisund ei ole koosluse hea seisundi jaoks vältimatu tingimus.²²⁵

Et prognoosida, kuidas reageerivad teatava liigi üksikisendid mingile mõjurile, on peamine vahend nn eksperthinnang. Isegi juhul, kui on olemas vastavad eksponeerituse-mõju mõõtmisandmed, ei saa neist mõnikord otseselt lähtuda, kuna paljude mõjurite puhul on neile reageerimisel liigi sees suured individuaalsed erinevused. Pealegi sõltub mõjurile reageerimine teistest ökoloogilistest teguritest. Arvestades võimalike mõjurite ning liikide hulka, võivad otsesed eksponeerituse-mõju seost kirjeldavad andmed suure tõenäosusega puududa.

Populatsioonide seisundi, eeskätt suuruse ja struktuuri modelleerimisel on pikk ajalugu, mis on seotud eeskätt vajadusega mõista majanduslikult väärtuslike populatsioonide dünaamikat.²²⁶ Kuigi formaalselt on populatsiooni arvukus määratav lihtsalt selle algse suuruse, suremuse ja sündimuse kaudu, on praktikas osutunud soovitud täpsust saada raskeks. Prognoosimist, kuidas populatsioon reageerib mõjurile, raskendab asjaolu, et organismi tasandil mõjuri poolt tekitatavad muutused ei tarvitse esile kutsuda samasuguseid muutusi populatsiooni tasandil. Põhjuseks on mõju seos populatsiooni tihedusega ja keskkonnatingimustega, suhted teiste liikidega ning lisaks migratsioon, mille arvestamine on raskendatud juba seoste puuduliku tundmise tõttu.²²⁷

Populatsioonidünaamika sõltumisel tihedusest võib tiheduse vähenemisel käivituda positiivne või, vastupidi, negatiivne tagasiside. Positiivne tagasiside suurendab mõjuri tekitatud hälvet (nn Allee efekt), mille tõttu väike isendite arv ja/või väike tihedus võivad põhjustada populatsiooni väljasuremise. Negatiivse tagasiside korral mõjuri toimel tekkinud kadu kompenseeritakse, kusjuures kompenseerimine võib olla väga efektiivne. Näiteks kuni 60% emasküülikute steriliseerimise kompenseeris täielikult populatsiooni ülejäänud emasküülikute suurenenud produktiivsus ning poegade vähenenud suremus (Twigg *et al.*, 2000). Võimalik on isegi ülekompenseerimine, mis on tuntud kahjurputukate tõrjumise negatiivsetest kogemustest, kui tõrje tulemusel putukate väga väikseks muutunud arvukus mitte ainult ei taastu kiiresti, vaid kasvab isegi suuremaks, kui oli tõrje eel.

²²⁵ See on kooskõlas üldisema seisukohaga, et süsteemi optimaalne seisund ei tähenda selle iga elemendi optimaalset seisundit.

²²⁶ Eriti on tähelepanu pööratud töõnduslike kalapopulatsioonide modelleerimisele optimaalse püügimahu määramiseks, nt Rickeri ja Beverton-Holti mudelid.

²²⁷ Praktikas ei ole tihedust arvestavad mudelid levinud, piirduakse sellega, et uuritakse kasvukiiruse muutuse mõju dünaamikale.

Kompenseerimine võib erineda eri elustaadiumides – nt noorjärgud võivad olla tundlikud mõjuri suhtes, kuid samas on nende eriti suur kompenseeritavus, mistõttu mõju populatsiooni arvukusele ei tarvitse olla oluline. Seetõttu ei saa tundlikus staadiumis organismidega tehtud katsete andmetest teha otseseid järeldusi (prognoose) populatsiooni seisundi kohta.

Populatsiooni seisundi prognoosimist võib komplitseerida ka käitumisviisi erinevus. Selle näiteks on tuulikuparkide vältimine või mittevältimine lindude poolt. Tuulikuparke läbivate liikide korral avaldub mõju populatsiooni suremuse võimalikus suurenemises kokkupõrkes hukkunud lindude arvel. Tuulikutiivikute liikumisala läbimisel hukkuvate lindude hulga või hukkumise tõenäosuse leidmiseks on olemas kümnekond mudelit, kuid nende kasutatavust KMH-s on hinnatud kesiseks (Masden & Cook, 2016).²²⁸ Tuulikuparke vältivate liikide puhul ei tarvitse negatiivne mõju puududa. Otsese mõju asemel võib tekkida kaudne, kui tuulikuparkide ja nende lähiümbruse vältimine tähendab elupaiga vähenemist, mis omakorda võib avaldada mõju populatsioonile (Busch & Garthe, 2016).

Analoogset probleemi on täheldatud maanteeliikluses hukkunute määra prognoosimisel. Hukkunute määra ja liiklustiheduse vahelise sõltuvuse uuringud on viinud erinevatele järeldustele: 1) liiklustiheduse suurenedes hukkumise tõenäosus väheneb, kuna suureneb tee ületamisest hoidunud isendite osakaal, kusjuures eriti suur on vähenemine liikluskoormuse madalamas osas (Grilo *et al.*, 2015); 2) alternatiivse seisukoha järgi on liiklussurmade arv maksimaalne keskmise liiklustiheduse korral. Seda põhjusel, et väikse liikluskoormuse korral on allajäämise tõenäosus väike, suure liikluskoormuse korral aga loobuvad loomad tee ületamisest (Seiler, 2003 *op. cit.* Grilo *et al.*, 2015). Viimasel juhul muutub tee loomade liikumisel barjääriks ning avaldab mõju ka kaudselt, elupaiga vähendamise või fragmenteerimise kaudu. See näide illustreerib olukorda, kus pole kindlust isegi sõltuvuse kujus.

Süsteemsete seoste, sh positiivse ja negatiivse tagasiside tõttu on võimalik, et kaudsed ja pika aja jooksul kujunevad mõjud on kokkuvõttes olulisemad kui lühiajalised ja otsesed mõjud. Samas on kaudsete mõjude prognoosimine komplitseeritum. Kuigi kaudsete mõjude arvestamise tähtsust on KMH metodoloogiakirjanduses rõhutatud, on nenditud, et praktikas keskendutakse otsesetele mõjudele.

Prognoosi võimalus sõltub mõjurite toime uuritusest, mis on erinev. Suhteliselt palju on uuritud keskkonnaohtlike kemikaalide toimet, samuti biogeenide mõju vee-ökosüsteemidele (eutrofeerumist).

Populatsioonide seisundi prognoosimisel võivad toeks olla looduskaitsebioloogias arendatud mudelid, mis võimaldavad määrata minimaalse elujõulise populatsiooni suurust ja väljasuremisriski suurust (Burgman, 2007: 44). Seda laadi küsimused tekiavad kui kavandatava tegevusega populatsiooni elupaika killustatakse (fragmentee-

²²⁸ Põhjuseks on toodud vajalike sisendandmete puudulikkus, valideerimatus ning kasutuse puhul suured lahknevused modelleeritud ja mõõdetud tulemuste vahel, mistõttu modelleerimise tulemusi on alust käsitleda kui indikatiivseid.

rimine). Populatsiooni seisundi prognoosimisele on pühendatud suurt tähelepanu ökoloogilise riski hindamisel (US EPA, 1998; Barnthoudse *et al.*, 2006). Ülevaate ökoloogilistest mudelitest ja nende kasutusvõimalustest annab (Roast *et al.*, 2007).

Koosluse ja ökosüsteemi võimaliku reageerimise prognoosimiseks ja hindamiseks võib olla oluline teada, milline on neile veel ohutu mõjuri tase (nt kontsentratsioon keskkonnas või toiduga saadav annus). Kõige rohkem on sellega tegeldud kemikaalide toime käsitlemisel. Kemikaalidest lähtuva ökoriski hindamisel on oluline karakteristik „kooslusele (ökosüsteemile) ohutu kontsentratsioon“ (*Predicted No Effect Concentration*, PNEC).²²⁹

Mõnedele mõjuritele (keskkonnakarakteristikutele) on kehtestatud õigusaktidega piirväärtused, mille mitteületamine peaks eeldatavasti tagama elustiku või mõne grupi ohutuse:

Natura ja teiste kaitsealade erisused. Prognoosimeetodid, mida saab kasutada Natura alade kaitstavates objektides toimuvate muutuste prognoosimiseks, ei erine millegi poolest üldiselt KMH raames elustiku seisundi muutuste prognoosimisel kasutatavatest meetoditest.

Prognoositud mõjude olulisuse hindamisel tuleb aluseks võtta mõju seos ala kaitse-eesmärkidega (Euroopa Kohtu seisukoht kohtuasjas C-127/02). Sealjuures on pööratud erilist tähtsust kaitseala terviklikkusele. Euroopa Kohtu lahendi C-258/111 alusel puudub negatiivne mõju Natura 2000 ala kaitse-eesmärkidele ja ala terviklikkusele, kui ala kaitse-eesmärgiks olevate elupaigatüüpide ja liikide kaitse on tagatud samal tasemel. See tähendab, et kavandatav tegevus ei või realselt negatiivselt mõjutada ala kaitse-eesmärkideks olevate elupaigatüüpide pindala ega seisundit, kaitse-eesmärkideks olevate liikide elupaikade pindala ega seisundit ega suurendada vastavate liikide häirimist (EC, 2013b).

Terviklikkuse üle otsustatakse mingi tunnuste kogumi alusel, mille puhul eeldatakse, et nad on terviklikkuse iseloomustamiseks piisavad, ning mille muutusi mõjude prognoos peaks kirjeldama (vt ka osa 2 „Keskkonnamõju olulisuse käsitlemised“). Kas tunnuste kogumi moodustavate näitajate prognoositud muutus on kaitseala terviklikkuse seisukohalt oluline, jääb erialaeksperdi otsustada. Euroopa Komisjon on üllitanud ka juhendi, mis eeldatavasti peaks aitama mõju terviklikkust hinnata (Euroopa Komisjon, 2005a).

²²⁹ PNEC määramise kohta vt Pöder (2015).

7.2.6. Maastiku visuaalne ilme

Maastikukonventsioon defineerib maastikku kui „maa-ala, mis on inimeste poolt tajutav ja mille iseloom kujuneb looduslike ja/või inimtegurite tegevuse tulemusena“. Maastike iseloomu kujundavad planeeringud ning viimastega kaasnevad keskkonnamõjud kuuluvad eelkõige keskkonnamõju strateegilise hindamise valdkonda. Projekti tasandil tegevuste mõju maastikul on käsitletav peamiselt keskkonnakomponentide, nagu reljeef, veekogud ja elustik, kaudu ning kavandatava objekti sobivusega maastikku. Maastiku iseloomu käsitlemine keskendub selles visuaalsele mõjule.

Visuaalse mõju prognoosimiseks sobivad tavalised arhitekti (maastikuarhitekti) töövahendid alates fotomontaažist kuni 3D-arvutisimulatsioonideni. Mõju iseloomustavad kvantitatiivsed näitajad, nagu visuaalselt mõjutatava ala suurus, inimeste hulk, keda visuaalne mõju puudutab, objektide nähtavust ja tajumist mõjutavad tegurid. Nende ühildamiseks on pakutud erinevaid viise, alates sõnalisest esitusest (nt Scottish..., 2013; US Department..., 2015) kuni kvantitatiivsete mõõdikuteni (Hurtado *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2010). Tuulikuparkide visuaalse mõju hindamiseks on pakutud 3D-modelleerimise ja kvantitatiivsete mõõdikute ühildamist (Kokologos *et al.*, 2014). 3D-modelleerimiseks sobib nt Blender tarkvara (http://download.cnet.com/Blender/3000-6677_4-10514553.html); näite selle kasutamisest koos ArcGIS-iga tuulepargi visuaalse mõju iseloomustamiseks on esitanud Wroczynski *et al.* (2016). Eestis on maastiku visuaalse mõju hindamiseks Maaülikoolis virtuaalse maastiku modelleerimise ja visualiseerimise süsteem, nn maastikuteater, mida on võimalik kasutada ka huvigruppide kaasamisel, sh avalikel väljapanekutel ja aruteludel (<http://pk.emu.ee/et/struktuur/maastikuarhitektuuri-osakond/nouandetegevus/maastikuteater/>).

Maastikus avalduva visuaalse mõju olulisuse hindamine on eksperthinnang, keerulisemate ja vaidlusi põhjustavate projektide puhul on otstarbekas kaasata naabreid ning vajaduse korral ka muid huvigruppe.

7.2.7. Inimeste tervis ja heaolu

Tervisemõju hindamine piirdub KMH raames sageli sellega, et võrreldakse prognoositud olukorda keskkonna kvaliteedinormidega. Sellised on eelkõige välisõhu ja vee kvaliteedile kehtestatud normid, mille järgimise korral võib eeldada, et negatiivne mõju tervisele puudub.

Õigusaktidega kehtestatud kvaliteedinormid on olemas võrdlemisi piiratud koguse ainete jaoks, vahel ka üldistatult tervele ainegrupile. Õhu ja vee kvaliteedile kehtestatud normidest on abi otsese mõju käsitlemisel. Keerulisemaks läheb olukord, kui on vaja silmas pidada ka kaudseid mõjusid, nt keskkonda suunatud ohtlike ainete migratsiooni keskkonnakomponentide vahel, mõnikord ka muundumist, ning nende

jõudmist inimestesse, sh toidu ja vee kaudu. Lisaks tekib raskusi eri mõjurite koostõu käsitlemisel, s.o olukordi, kus igauks eraldi on talle kehtestatud normi piires, kuid nende koostoimel võib olla oluline tagajärg. Seda laadi küsimuste puhul, mis on tekkinud nt jäätmepõletusjaamade KMH puhul, on saadud tuge terviseriski hindamisel väljatöötatud meetoditest (vt ka järgnevat keskkonnariski osa).

Inimeste heaolu muutuste prognoosimeetodid sõltuvad objektidest ja teguritest, millega seostatakse heaolu. Vahetult mõjutavad seda füüsilised häiringud, nagu müra, lõhn, valgusreostus jms, mida saab ka sobivate meetoditega prognoosida, kuid mille puhul võib heaolu muutuse prognoos jääda kvalitatiivseks.²³⁰ Sama kehtib üldjoontes ka maastiku visuaalse ilme muutuste puhul. Heaolu seostatakse sageli objektidega, mida kasutatakse vaba aja veetmiseks (kalastamiskohad, marjametsad, sportimiskohad jms) (vt ka osa 1.6.3 „Seos TMH ja SMH-ga“). Muutused võivad seisneda objektide otseses kadumises (jäävad projektiga hõivatud territooriumile), vähendamises või kättesaadavuse halvendamises (projekt katkestab seni kasutatavad ligipääsuteed). Selliseid muutusi on võimalik ette näha projekti omaduste alusel. Kas ja millisel määral tulenevad neist tagajärjed konkreetsetele inimrühmadele, saab hinnata elanikkonna struktuuri ja tegevuse põhjal. Näiteks juurdepääsu raskendamine võib ebasoodsasse olukorda panna eelkõige tundlikumad rahvastikugrupid (eakad, erivajadustega inimesed). Heaolu võib väheneda kasutatava ala vähenemisest järele jäänud ala ülekoormamise tõttu. Heaolu mõjutab ka ohustatuse tunne (riski tajumine), nt ohtliku ettevõtte lähedus.

Heaolu muutuste prognoosimisel jäävad peamisteks vahenditeks ekstrapoleerimine ja eksperthinnangud. Heaolu kui subjektiivselt tajutava seisundi muutuste prognoosimisel võib KMH-l olla tuge keskkonnapsühholoogia meetoditest.²³¹

7.2.8. Keskkonnariski käsitlemine

Keskkonnariskide hindamises on oluline komponent eksponeerituse²³² analüüs, mis käsitleb mõjuri vallandumist, liikumist ja muundumist keskkonnas ning eksponeerituse modelleerimist. Mõned eksponeerituse analüüsis kasutatavad mudelid on samad mis KMH-s, nt atmosfääri saastelevi mudelid. KRH-s on suurt tähelepanu pööratud mudelitele, mis kirjeldavad ohtlike kemikaalide liikumist ökosüsteemi elementide vahel ning sel teel eksponeerituse ja riski (kaudse mõju) kujunemisele. Keskkonnariski hindamine võimaldab käsitleda terviseriske, mida põhjustavad tegurid, mille kohta pole õigusaktidega kehtestatud kvaliteedinorme. Ka kvaliteedinormide

²³⁰ Mõnel puhul on andmete olemasolu korral võimalik kvantitatiivne hinnang, nt müra tugevuse ja häiritud inimeste osakaalu seos.

²³¹ Teadaolevalt ei ole seda seni kusagil rakendatud.

²³² Eksponeerituse all mõistetakse seda, kuidas sihtobjekt, nt inimesed või loomapopulatsioon, on avatud või saab avatuks mõjuri toimele. Kemikaalide puhul tähendab see kokkupuudet ja kemikaali sisenemist organismi.

olemasolu korral võimaldab see sügavamalt käsitleda.²³³ Lisaks on välja töötatud meetodid ohtlike kemikaalide koostõjust lähtuva riski hindamiseks. Keskkonnariski hindamine hõlmab ka õnnetusjuhtumite riskide hindamist (riskianalüüsi).

Eestis KMH-s tehtud riskianalüüsis on ohualade tsoneerimisel seni rakendatud Vabariigi Valitsuse 17.02.2011 määruse nr 28 „Nõuded ohtliku ja suurõnnetuse ohuga ettevõtte kohustuslikule dokumentatsioonile ja selle koostamisele ning avalikkusele edastatavale teabele ja õnnetusest teavitamisele” antud ohtlike ettevõtete riskianalüüsi ohualade piiritlemise kriteeriume. KMH raames tehtavas riskianalüüsis ei ole need piisavad, kuna ei arvesta küllaldaselt ettevõtte ümbruses olevaid sihtgruppe.²³⁴ Seetõttu tuleks ohualade piiritlemisel peale nimetatud määruses esitatud kriteeriumide võtta aluseks ka Acute Exposure Guideline Levels (AEGL1, AEGL2 ja AEGL3) (Pöder, 2015). Samas on mõlemal puhul kasutatav sama mudel – ALOHA.

Keskkonnariski hindamise rakendamise kohta KMH-s vt lisaks Pöder (2015).

7.2.9. Aineeline vara ja kultuuripärand

Aineeline vara võib esineda väga erinevas vormis (nt hooned ja rajatised, põllukultuurid). Selle kahjustamine võib tuleneda järgmisest: maa hõivamine (maakasutuse piiramine, põllukultuuride kahjustamine), füüsiline mõjutamine (nt ehitiste kahjustamine vibratsiooni tagajärjel), teiste keskkonnakomponentide kadu (nt põhjaveetaseme alandamise toime veevarustusele). Ainelise vara kahjustusi võivad põhjustada ka õnnetusjuhtumid (plahvatused, tulekahjud, ohtlike ainete pääs keskkonda). Ainelise vara kahjustamine on käsitletav majandusliku mõjuna. Turuväärtusega objektide puhul on mõju võimalik väljendada rahas (nt saamata jäänud tulu, taastamise kulu).

Sarnaselt ainelise varaga sõltub ka kultuuripärandiks olevate objektide puhul mõju prognoosimise viis objekti iseloomust, peamiselt on kasutusel ekstrapoleerimine ning kvalitatiivsed eksperthinnangud.²³⁵ Võimalik on mõnda mõju käsitleda ka ökosüsteemi teenuste muutmisena. Metoodika ökosüsteemiteenuste arvestamiseks teeprojektide KMH-l on esitanud L. Tardieu jt (Tardieu *et al.*, 2015).

²³³ Ka kvaliteedinormid tuginevad tavaliselt riskihindamisele, kuid nende põhjendatus jääb varjatuks. Keskkonnariski hindamisel tuleb seevastu selgelt välja, millisele tõendusmaterjalile hinnang tugineb; pole võimatu, et olemas on uuemat ja kindlamat tõendusmaterjali kui see, millele tugineti õigusaktiga seatud normi määramisel. See läbipaistvus koos määramatuse selge esiletoomisega on riskihinnangu oluline tugevus.

²³⁴ See meetod määrab ohuala välispiiriks ohtliku aine kontsentratsiooni, mille puhul täiskasvanud töötaja jõuab alast väljuda ilma püsivaid tervisekahjustusi saamata. KMH raames peaks see olema piir, millest väljaspool ei saa ka tundlikumad inimesed (k.a lapsed) mingeid püsivaid tervisekahjustusi.

²³⁵ On märkimisväärne, et IAIA sotsiaalse mõju hindamise juhend (Vanclay *et al.*, 2015) sotsiaalsete mõjude prognoosimisviise üldse ei käsitle, sotsiaalse mõju olulisuse hindamiseks on pakutud riskimaatriksit.

7.3. Ebasoodsate mõjude leevendamine

Mõiste „leevendamine”²³⁶ (*mitigation*) sisu on erinevates KMH allikates mõnevõrra erinev. US EPA juhend (US EPA, 1993) mõistab selle all nii mõju vältimist, mõju piiramist seda esile kutsuva tegevuse piiramise teel, kahjustatud keskkonna taastamist ja selle kaitsmist tegevuse ajal, aga ka kompenseerimist kahjustatud keskkonnale täienduse või asenduse pakkumise kujul (*off set*). Mõned allikad ei käsitle leevendusmeetmena tegevuse asukoha muutmist, millega mõju välditakse, mõned ei arva selle hulka kompenseerimist (vt ka Moilanen *et al.*, 2009). Direktiiv 2014/52/EL (seletuspunkt 35) eristab leevendusmeetmed ja hüvitusmeetmed.²³⁷ Lisaks võib vältimisest eristada ennetamist, millega hoitakse ära mõju tekke võimalus.

Leevendusmeetmed võivad olla suunatud mõju esile kutsuvale tegurile (põhjusele), selle levikuteele (seosele) või retseptorile (tagajärjele).

Põhjusele suunatud meetmed seisnevad mõjuri tekke ärahoidmises (ennetamises) või vähendamises. Näiteks võib muuta tehnoloogiat, millega välditakse või vähendatakse atmosfääri suunatavate heidete hulka ja koostist või vähendatakse ohtlike ainete osa jäätmetes (nn puhtam tootmine) või toodangu ressursimahukust.

Mõju teket saab ära hoida või vähendada, takistades tekkinud mõjuri kokkupuudet retseptoriga. Takistused võivad olla tehnilised, nt puhastusseadmed, selitustiigid, filtrid ja müratõkked. Tehniliste lahenduste hulka kuuluvad ka meetmed, mis aitavad vältida lindude kokkupõrget takistustega, samuti loomade pääsemist maanteele takistavad barjäärid ning neile barjääridest läbipääsu tagavad tunnelid ja ökoduktid. Peale tehniliste lahenduste saab mõju vähendada toimimisviiside kaudu (keskkonnajuhtimises toimimisohjed). Vältimise all võib käsitleda ka tegevuse ajastamist, nii et kokkupuudet ei saa tekkida (nt häiriva tegevuse vältimine lindude pesitsemise ajal), ning tegevuskoha alternatiivi valimist, mille puhul retseptor jääb mõjualast välja; sama tulemuse saab ohustatud retseptorite toimetamisega välja poole mõjuala (päästmine). Viimast on praktiseeritud nii elusolendite kui ka kultuuriväärtuste puhul.

Retseptorile suunatud leevendusmeetmed seisnevad taastamises, asendamises ja kompenseerimises. Taastamine seisneb pöördumises mõju avaldumiseelse olukorra juurde, milleks võib olla vaja rakendada meetmeid, nt haljastuse taastamine. Asendamise²³⁸ korral ei taastata kahjustatud objekti, vaid rajatakse selle asemel uus samalaadne ja samaväärne – nt uus puhkeala likvideeritu asemele või uus eluase

²³⁶ Eesti KMH alases kirjanduses kasutatav „leevendamine” on vasteks ingliskeelsele „*mitigation*”. See pole päris täpne, sest viimase all mõistetakse ka negatiivse mõju vältimist; seevastu leevendamine seondub mõtteliselt mõjuga, mida vältida ei õnnestu.

²³⁷ KeHJS muutmise seaduse eelnõus olev termin „keskkonnameetmed” hõlmab vältimist, ennetamist, vähendamist ning leevendamist (seletuskiri p 4). Ingl k *off set* sobivam vaste oleks asendus/kompenseerimine, mitte leevendus (*mitigation*), kuna viimane hõlmab muuhulgas ka vähendamist ja kompenseerimist.

²³⁸ Mõned allikad ei erista asendamist kompenseerimisest.

sundmigratsiooni korral. Elupaiga hävitamise puhul seisneb see samalaadse elupaiga rajamises mujale,²³⁹ et bioloogiline mitmekesisus kokkuvõttes ei väheneks (nn *biodiversity offset*).²⁴⁰ Elupaikade asendamine leevendusmeetmena on pälvinud viimastel aastakümnetel eriti tähelepanu, kuna pakub võimaluse heastada vältimatud negatiivsed mõjud, mis kaasnevad suurte projektidega. Samas on selle rakendamisega seotud ka komplitseeritud metodoloogilisi probleeme, nt asenduse ekvivalentsuse mõõtmisel (vt ka Moilanen *et al.*, 2009). Taastamine ja asendamine on hüvitusmeetme nime all rakendatud looduskaitseaduses §-is 70' ning ette nähtud Natura võrgustiku üldise sidususe tagamiseks, juhul kui mõjuval põhjusel tuleb lubada Natura ala kahjustavat tegevust. Sellised meetmed on looduskaitseaduse kohaselt:

- 1) elupaikade taastamine;
- 2) uute elupaikade loomine;
- 3) olemasolevate elupaikade kvaliteedi tõstmine;
- 4) muud meetmed, mis aitavad vältida Natura 2000 võrgustiku sidususe edasist vähenemist.

Viimaseks võimaluseks on hüvitamine (kompenseerimine),²⁴¹ mis seisneb kaotatu asemel mingi muu hüve andmises, äärmuslikul kujul on see raha. See võib olla igati asjakohane, kui ka mõju on väljendatav rahas, näiteks ehituse käigus hävinenud põllukultuuride puhul saamata jäänud tulu.

Leevendusmeetmetena võib käsitleda ka õnnetusjuhtumitega seotud keskkonnanriskide vältimiseks ja minimeerimiseks võetavaid meetmeid, mille alla kuulub peale tehniliste lahenduste ka juhtimise korraldus. Keskkonnajuhtimissüsteeme rakendavates organisatsioonides on see juhtimissüsteemi osa.

Meetmete järjekord ülal vastab nende eelistuse järjekorrale. Eelistusjärjekord tähendab, et meetmete rakendamine on õigustatud, kui sellest kõrgemal eelistustasemel oleva meetme rakendamisevõimalused on ammendatud.

Elurikkuse ja ökosüsteemiteenuste leevendusmeetmete juhend (A cross-sector guide..., 2015) liigitab leevendusmeetmed vältimiseks, minimeerimiseks, taastamiseks ja asendamiseks samas eelistusjärjekorras. Negatiivse mõju tekke ärahoidmise eelistamine tagajärgede heastamisele on keskkonnahoius üldtunnustatud põhimõte, mida toetavad ka majanduslikud argumendid. Mida madalamal hierarhiatasemel on leevendusmeede, seda pikem kaldub olema ajavahemik meetme rakendamise ja selle tulemuse vahel, huvigruppide usk meetme edukusse ja väiksem võimalus võimalike ebaõnnestumiste parandamiseks.

²³⁹ See võib piirduda ka mujal samaväärse elupaiga kaitse alla võtmisega, millega välditakse selle kahjustamist, mis ilma selleta oleks paratamatult toimunud (Maron *et al.*, 2015).

²⁴⁰ See on seotud nn pehme jätkusuutlikkuse kontseptsiooniga, mille kohaselt tuleb vältida looduskapitali koguväärtuse vähenemist.

²⁴¹ Leevendusmeetmete liigitamiseks on kasutusel erinevaid viise. Nt Villarroya & Puig (2010) liigitavad taastamise kompenseerimiseks ning kompenseerimist ei pea leevendusmeetmeks; leevendusmeetmed on nende käsitluses vaid vahetult projektiga seotud meetmed.

Kuna mõju vältimine selle põhjuse elimineerimise kaudu on seotud tehnoloogiliste lahendustega, siis on võimalikke lahendusi otstarbekas käsitleda juba projekti võimalikult varases staadiumis.²⁴² Vältimise eeliseks tuuakse efektiivsust, arusaadavust huvigruppidele ja täiendavate püsikulude puudumist; võimalike nõrkuste hulgas on vajadus planeerida projekti algstaadiumis, see võib olla kallis ning ei tarvitse pälvida huvigruppide tunnustust, kuna pole silmatorkav.

Minimeerimise eelis on adaptiivsus, s.o võimalus meetmete lisamiseks ja täiendamiseks kogu projekti arendamise käigus, samuti meetmete nähtavus huvigruppidele. Nõrkuseks on see, et osa mõju jääb alles (kuigi see võib olla ebaoluline), selle tegeliku suuruse kindlakstegemine nõuab mõõtmisi (järelhindamist), mis võib olla tehniliselt komplitseeritud ja kulukas, selleks ette võetud lahendustel võib olla ettenägematuid tagajärgi (nt loomade kogunemine ökoviaduktide juurde võib teha nad kättesaadavaks kiskjatele) ning sellega võivad kaasnedä ettenägematud kulud.

Taastamise tugevad küljed on järgmised: see on suunatud konkreetse kahjustuse likvideerimisele, kahju ja selle kõrvaldamise tulemused on selgelt võrreldavad ning nähtavad huvigruppidele, taastamine võib pakkuda tööd kohalikele elanikele, sageli ei kaasne selle rakendamise järel lisakulusid. Nõrkusteks on see, et oodatavate tulemuste ilmumine võib võtta kaua aega, samuti seirevajadus, et jälgida tulemuslikkust, ebaõnnestumise ning ettenägematute kulude võimalus. See ei ole igas olukorras rakendatav, kuna koosluse esialgne struktuur pole taastatav. Taastamine nõuab asjakohase taastamiskava koostamist.

Kavandatud tegevuse mõjualas tekitatud keskkonnaseisundi halvenemise kompenseerimine seisundi parandamisega mujal, nii et kokkuvõttes elurikkus ei halvene, on elurikkuse ja keskkonnateenuste puhul viimane leevendustasand.

Elurikkuses ja ökosüsteemiteenustes tekkivate kaudsete ja kumulatiivsete mõjude leevendusmeetmete käsitlemisel nähakse olulist osa keskkonnamõju strateegilisel hindamisel (A cross-sector guide..., 2015: 35).

Mõistagi võivad leevendusmeetmed olla rakendatud mitmesuguses kombinatsioonis – kui kõrgema taseme meetmed ei osutu võimalikuks või piisavaks, lisatakse järk-järgult madala taseme meetmeid. Leevendusmeetmete vahel valimisel on asjakohane arvestada muu hulgas järgmisi kriteeriume:

- tehnilised ja administratiivsed piirangud;
- kulu;
- õiguslikud nõuded;
- huvigruppide seisukohad.

Olulised on ka järgmised asjaolud:

- selge põhjuslik seos käsitletava mõjuga;
- teostatavus (tehniline, majanduslik);

²⁴² Võimalust, et see just nii toimubki, on peetud seletuseks, miks KMH-des seda liiki leevendusmeetmeid on käsitletud suhteliselt vähe (Jacob *et al.*, 2016).

- käsitletava mõju olulisus;
- efektiivsus (tõhusus);
- osaliste kokkulepe;
- tõendatavus järelhindamisel.

Leevendusmeetmete toime prognoos käib käsikäes mõjude prognoosimisega, s.t mittevältitavate negatiivsete mõjude puhul prognoositakse neid ka leevendusmeetmete rakendamise tingimustel. Sel viisil on võimalik hinnata erinevate leevendusmeetmete eeldatavat efektiivsust ja jääkmõju suurust, mille puhul tuleb kaaluda taastamist ja kompenseerimist. Seega võib leevendusmeetmed valida alles pärast võimalike leevendusviiside analüüsi.

Leevendusmeetmete tõhususe hindamise võimalused on erinevate mõjude ja leevendusmeetmete puhul erinevad. Praktikast on teada, et mõnel juhul pole leevendusmeetmed oodatud tulemust andnud, nt paisudele kalapääsude rajamisel. Tõhususe prognoosimist raskendab asjaolu, et juba rakendatud leevendusmeetmete tõhususe kohta pole kogutud vajalikke andmeid ja efektiivsuse kohta tehtud järeldused ei tarvitse olla usaldusväärsed. T. Rytwinski jt (Rytwinski *et al.*, 2015) on leidnud, et maanteedele loomade ülekäiguvõimaluste loomise efektiivsust peetakse tõestatuks ainuüksi selle põhjal, et vaatlusandmed näitavad nende kasutamist loomade poolt. Efektiivsuse hindamisel tuleks aga arvestada seda, mil määral ülekäik mõjutab populatsiooni seisundit.

Peale leevendusmeetme tõhususe hindamist tuleb hinnata ka selle muid võimalikke keskkonnamõjusid, et vältida olukorda, kus ühe negatiivse mõju leevendamine tekitab uue negatiivse mõju. Leevendusmeetmed tuleb siduda nii ehitaja kui ka käitaja keskkonnajuhtimissüsteemiga, eelkõige toimimisohje ja seire kaudu.

Mõju vähendamisele suunatud tegevuste kavandamisel võib tekkida küsimus, kui kaugele vähendamisele tuleb minna. Siin võiks eeskujuna võtta riskianalüüsis kasutatavast nn ALARA (As Low AS Reasonably Achievable) kontseptsioonist (vt ka Pöder, 2015), liigitades mõjud kolme gruppi: 1) need, mida tuleb tingimusteta vähendada (mitteaktsepteeritav mõju), 2) need, mille vähendamist tuleb kaaluda ning vähendada, kui see ei too kaasa ülemääraseid kulusid (talutav mõju), ning 3) vastuvõetavad mõjud, s.t nende vähendamiseks ei ole otstarbekas midagi ette võtta (aktsepteeritav mõju).

Otsustada, millisesse kategooriasse mõju liigitub, aitab pöördumine mõju oluliseks kvalifitseerimisel esitatud põhjenduste juurde ning selgitada, kas pärast leevendusmeetme rakendamist see põhjendus veel pädeb. Põhjenduseks võib nt olla mõju suurusele seatud piirväärtus, mille ületamine ei ole aktsepteeritav. Seetõttu on mõju vähendamine kuni lubatud taseme saavutamiseni tingimusteta nõue. Kui lubatud (talutav) tase on saavutatud, ei tule sellega piirduda, vaid kaaluda edasist vähendamist ning võimalusel seda teha. Kui kvaliteedinäitaja vastab sihtväärtusele (hea kvaliteedis seisund), ei ole täiendavad leevendusmeetmed asjakohased. Mõne objekti puhul võib igasugune negatiivne mõju olla mitteaktsepteeritav. Sellised on esmajoonel kaitstavad objektid (nt Natura võrgustiku elupaigad ja liigid), mille seisundi mis tahes halvenemine on oluline mõju.

7.4. Alternatiivide võrdlemine

Alternatiivide võrdlemine on KMH etapp, milles sünteesitakse analüüsi etapis saadud tulemused ja esitatakse argumenteeritud järeldused, mis aitab otsusetegijal teha informeeritud otsust. KMH tulemusena selgub ekspertide ja huvigruppide koostöös, milline on KMH käsitluselast lähtudes võimalike tegevusvariantide suhteline paremus, sh soovitatav eelisvariant.

7.4.1. Tavalised võrdlemismeetodid

Alternatiive võib võrrelda mitmel viisil. Lihtsal juhul, kui tegemist on ühe-kahe alternatiiviga (lisaks 0-alternatiivile), ning eriti juhul, kui nende põhjustatavad mõjud on ühesugust liiki, võib ka sõnaline esitus olla ammendav. Suurema hulga alternatiivide võrdlemiseks, mille esile kutsutud mõjud on eri liiki, tuleb abiks võtta muid vahendeid. Lihtsaim viis on nn mõjumaatriks, kus esitatakse iga alternatiivi kõigi mõjude kokkuvõtted. Selline esitusviis annab alternatiivide tagajärgedest parema ülevaatlikkuse, kuid ei võimalda enamasti üheselt välja lugeda nende paremusjärjestust.

Alternatiivide võrdlemiseks tuleks mõjud konverteerida ühismõõtmele. Võrdlemine oleks lihtne, kui kõiki mõjusid saaks väljendada adekvaatselt rahas – siis taanduks KMH kulude-tulude analüüsiks. KMH-s tuleb enamasti tegemist ka mõjudega, mida rahas väljendada ei ole võimalik. Praktikas kasutatakse mitmesuguseid skaalasid, milles iga käsitletava mõju olulisust väljendatakse arvvaartustena või sümbolitega (vt ka osa 2 „Keskkonnamõju olulisuse käsitlused“). Tuntud on lihtne skaala 0...5, kus 0 tähendab mõju puudumist ning 5 väga olulist mõju, vahel on skaalal nii negatiivse kui ka positiivse mõju piirkond ning peale numbriliste väärtuste kasutatakse ka sümboleid (tabel 7.4).

Tabel 7.4. Alternatiivide võrdlemisel kasutatavad mõju olulisuse skaalade näited

Väga oluline positiivne mõju	3	+++
Oluline positiivne mõju	2	++
Väheoluline positiivne mõju	1	+
Mõju puudub	0	0
Väheoluline negatiivne mõju	-1	-
Oluline negatiivne mõju	-2	--
Väga oluline negatiivne mõju	-3	---

Sellistel skaaladel mõjude olulisuse esitamine teeb nende võrdlemise näivalt lihtsaks, kuid peidab endas suuri probleeme. Need saavad nähtavaks, kui tuleb vastata järgmistele küsimustele:

1. Kas vahe + ja ++ vahel on niisama suur kui ++ ja +++ vahel?
2. Kas vahe 1 ja 2 vahel on niisama suur kui 2 ja 3 vahel?
3. Kas võib öelda, et mõju hindepalliga 2 on 2 korda suurem kui mõju hindepalliga 1; samuti kui mõju suurusega 3 on 3 x suurem kui mõju suurusega 1 ning 1,5 x suurem kui mõju suurusega 2?

Vastustest selgub, millist tüüpi skaaladel mõjude mõõtmine toimub: kas ordinaalskaalal (järjestusskaalal), intervallskaalal või suhteskaalal. Kui vastus 1. küsimusele pole „jaa“, siis on ilmselt tegemist ordinaalskaalaga, s.t et need märgid näitavad ainult järjestust, mitte vahe suurust. Sellele viitab muuseas ka märkide kasutamine numbrite asemel.²⁴³ Vastusest 2. ja 3. küsimusele selgub, kas numbrid näitavad järjekorda (vahed pole ühesugused ja ka näidatud suhted ei kehti), või on tegemist intervallskaalaga (vahed on ühesugused, kuid esitatud suhted ei kehti) või on see suhteskaala (näidatud suhted kehtivad). Kui skaala liik ei ole selgelt määratletud, pole tagatud, et hindajad mõõdavad sama asja (järjestust, vahet või suhet) ning teistel osalistel ja huvilistel pole võimalik aru saada, mida hindajad on õieti hinnanud.²⁴⁴ Skaala liik seab ka piirid, milliseid tehteid tohib mõõdetud suurustega teha. Selle mitteametamine võib tähendada, et tehakse sisuliselt mõttetuid tehteid ning neist tehakse põhjendamatuid järeldusi.

Kui tegemist on ordinaalskaalal esitatud olulisusega, on alternatiivide lihtne²⁴⁵ võrdlemine võimalik ainult domineerivuse puhul. Alternatiiv A domineerib alternatiivi B üle juhul, kui A on vähemalt ühe kriteeriumi (mõju) seisukohalt parem kui B ning on kõigi ülejäänud kriteeriumide alusel B-ga võrdne (tabel 7.5).

Tabel 7.5. Domineerivus

	C1	C2	C3	C5	C6
A1	++	+	0	+++	-
A2	+	+	-	+++	-
A3	+	+	--	+++	-

A1 domineerib A2 üle, sest on sellest parem kriteeriumide C1 ja C3 põhjal ning võrdne ülejäänud kriteeriumide alusel.

²⁴³ Kuigi see asjaolu on väga oluline, kiputakse seda KMH juhendites ja praktikas ignoreerima, erand on Ympäristövaikutusten arviointi... (2009), kus on selgelt sõnastatud, et vahede võrdsus ei ole kindel, mistõttu tuleb järeldustes olla ettevaatlik ja esitatud saab võtta vaid toena.

²⁴⁴ Eriti mõttetu on olukord, kus eri hindajad vaikimisi lähtuvad erinevast skaalast ja arvavad, et nad on üksmeel.

²⁴⁵ On tehnikaid, mis võimaldavad ordinaalskaalal ka keerukamaid olukordi käsitleda, kuid need pole KMH praktikas kuigi levinud (vt ka Lahdelma & Salminen, 2008).

A2 domineerib A3 üle, sest edestab seda kriteeriumi C3 alusel ja on võrdne muude alusel.

Kuna domineerivus on harvaesinev ning ordinaalskaala ei võimalda aritmeetilisi tehteid, siis on selle kasutusvõimalus KMH-s piiratud. Selle põhjal pole võimalik teha korrektselt argumenteeritud järeldusi alternatiivide paremusjärjestuse kohta, see võib olla ainult üks argumentatsiooni element. Kui puudub ammendav lisaselgitus, kuidas omistatud miinustest ja plussidest on tuletatud paremusjärjestus, ei ole tege- mist argumenteeritud, läbipaistava ja taas esitatava võrdlusega.²⁴⁶

Võrreldes ordinaalskaalaga ja sümbolite kasutamisega võimaldavad intervallskaala ja suhteskaala täielikumat võrdlemist. Intervallskaala 0 määratakse kokkuleppel ja skaala jaotused on üheväärsed ning erinevust ei saa väljendada mitte ainult järgnevuse- sena, vaid ka vahena (kuid mitte suhtena). Intervallskaala on Celsiuse temperatuuri- skaala: temperatuuride 1 °C ja 3 °C erinevus on niisama suur kui 5 °C ja 7 °C vahe, kuid on vale öelda, et 3 °C on kolm korda soojem kui 1 °C. (Seda näitab ühikute teisenda- mine Fahrenheiti skaalale: vastavalt 1 °C = 33,80 °F ja 3 °C = 37,40 °F) Suhteskaalades on kindlalt defineeritud 0 ning erinevust saab lisaks järgnevusele ja vahele väljendada ka kordades. Suhteskaalal mõõdetakse nt pikkust ja raskust. Suhteskaalal mõõdetud suhted ei muutu ühikute teisendamisel – kui üks vahemaa on teisest kaks korda pikem meetrites mõõdetuna, kehtib see suhe ka verstaades või miilides mõõtmise puhul.

Intervallskaalal mõõdetud suurusi ei tohi summeerida ega korrutada, kuid luba- tud on keskmise arvutamine. Intervallskaalal mõõdetud suurusi võib korrutada positiivsete arvudega, mille summa = 1, mis võimaldab arvutada kaalutud keskmist (Keun Tae Cho, 2003: 1100).

KMH raames on tähelepanuta jäänud skaala ulatuse määramine. Näiteks kui skaala 0, 1, 2, 3 on suhteskaala, siis tähendab see vaikumisi eeldust, et mõõdetavate hulgas ei esine rohkem kui kolmekordne erinevus. Kui see eeldus ei kehti, siis loe- takse esitatud skaalal suuremad erinevused võrdseks kolmekordsega (n-ö seier on „põhjas”), mis võib viia vääradele järeldustele.²⁴⁷

KMH raames alternatiivide paremusjärjestuse koostamine on otsustusprobleem, millega tegeleb multikriteeriumanalüüs:²⁴⁸ kuidas määrata lõpliku hulga alternatiivide paremusjärjestus mitme kriteeriumi alusel. Seetõttu on põhjendatud KMH prak- tikasse multikriteeriumanalüüsi ülevõtmine ja selle põhinõuetele mittevastavatest võrdlusmeetoditest loobumine.²⁴⁹

²⁴⁶ Adekvaatseks võrdlemiseks tuleb arvestada ka kriteeriumide kaalude erinevusi, mis on takistatud ka intervallskaala korral, kui arvude asemel kasutatakse sümboleid.

²⁴⁷ Analoogne olukorraga, kus tuleb järjestada raskuse alusel neli meest, kelle kaal on 75, 95, 100 ja 140 kg, kuid kaalu maksimaalne näit on 100 kg. Kaalumise tulemuste põhjal järeldatakse, et kolm meest on ligikaudu võrdse kaaluga – kaks 100 kg ja üks 95 kg, neljas oluliselt kergem.

²⁴⁸ Sünonüümidenä on kasutusel mitmekriteeriumiline otsustusanalüüs (*multi-criteria decision analysis* – MCDA), mitmekriteeriumiline otsustamine (*multi-criteria decision making* – MCDM).

²⁴⁹ KMH põhimõtete hulka kuulub ka teadusliku usaldusvääruse / ranguse järgimine, mistõttu ei tohiks mis tahes meetodid, mis asjakohase teadusvaldkonna nõudeid eiravad, olla vastuvõetavad.

7.4.2. Multikriteeriumanalüüs

Multikriteeriumanalüüsil on nii pooldajaid kui ka vastaseid. Pooldajad on toonud esile selle tugevustena võrreldes intuiitivsete ja mitteformaliseeritud otsustusviisidega²⁵⁰ süsteemsuse, läbinähtavuse, taasesitatavuse, objektiivsuse ning subjektiivsuse selge väljatoomise. Oponendid on puudusteks pidanud manipuleerimisvõimaluste olemasolu, eksliku täpsustunde tekitamist ja tehnokraatsust; viimast näitavat väärtushinnangute mitteamestamine. Oponentidel on õigus, neid puudusi võib leida, kuid tähtis on võrdlus: manipuleerimisvõimalus esineb ka muude, n-ö tavaliste valikumeetodite puhul ja ilmselt palju suuremal määral, sest valikukäik pole läbinähtav, eksliku täpsustunde võib tekitada mis tahes meetodi korral, seda aitab vältida asjaosaliste harimine ja suhtlus. Viide nn tehnokraatsusele on väga ebamäärane ja väärtushinnangute arvestamiseks pole multikriteeriumanalüüsis põhimõttelisi takistusi. Multikriteeriumanalüüsi meetodid ei ole puudustevabad, kuid need on arendatud intuiitivsele otsustamisviisile omaste puuduste vähendamiseks või vältimiseks ja seda nad võimaldavad.

Multikriteeriumtehnikad võimaldavad võrrelda nii kvalitatiivsete kui ka kvantitatiivsete tunnuste alusel ning arvesse võtta subjektiivseid eelistusi (lükates ümber väited nagu „apelsine ei saa võrrelda õuntega“).

Multikriteeriumanalüüsi põhimõtteline käik kattub ratsionaalse otsustuse ja KMH käiguga, koosnedes järgmistest sammudest (DCLG, 2009):

1. Määratle eesmärk (eesmärgid).
2. Määratle võimalikud teed (alternatiivid) eesmärgi saavutamiseks.
3. Määratle kriteeriumid, mille põhjal alternatiive võrrelda.
4. Analüüsi alternatiive.
5. Tee valik.

KMH puhul on üldine eesmärk kavandatava tegevusega taotletava eesmärgi saavutamiseks optimaalse tegevusvariandi leidmine, kavandamise etapis võimalikud alternatiivid ning käsitletavad mõjud (kriteeriumid) määratletud ning seejärel alternatiivid analüüsitud, s.o nende mõjud prognoositud ja hinnatud. Spetsiifiliste otsustusanalüüsi põhimõtete ja tehnikate rakendamine tuleb kasutusele alternatiivide võrdlemisel ning algab hindamiskriteeriumide korrastamisega.

Kriteeriumide määratlemine. Multikriteeriumanalüüsis seatakse kriteeriumidele, mille alusel valik tehakse, järgmised nõuded:

- rakendatavus (*operationality*);
- täielikkus (*completeness*);

²⁵⁰ Laiemalt on eristatud inimestel kaks psühholoogilist otsustusmehhanismi: esimene, mida iseloomustavad kiired, intuiitivsed otsused, mis samas võivad olla ka ekslikud; teine on analüütiline, aitab esimese puhul iseloomulikke eksimusi vältida, kuid nõuab aega ja vaimset pingutust (Kahneman, 2011).

- vajalikkus (*non-redundancy*);
- sõltumatu hindamisvõimalus (*independence*);
- kompenseeritavus.

Rakendatavus tähendab, et igat alternatiivi peab olema võimalik iga kriteeriumi alusel hinnata. See tähendab, et kriteeriumi sisu peab olema piisavalt selgelt määratletud. KMH kontekstis on kriteeriumideks keskkonnamõjud, mille puhul nii objekt kui ka karakteristik, milles mõju väljendub, määratletakse kavandamise etapis ning sellest lähtutakse mõjude prognoosimisel.

Multikriteeriumanalüüsis eeldatakse, et arvesse võetakse kõiki kriteeriume, millest sõltub valik. KMH raames lepitakse kriteeriumid, s.o käsitletavat mõjud kokku kavandamise etapis, käsitusala määratlemisel. KMH puhul ei tarvitse olla täidetud nõue, et arvesse võetakse kõiki otsust mõjutavaid tegureid; on võimalik, et käsitusala määratlemisel jäetakse mõned neist teadlikult välja. Näiteks võidakse sotsiaal-majanduslikke ja tervisemõjusid kas täielikult või osaliselt käsitleda ka muude hindamiste raames, nii et otsustaja saab tugineda mitmele allikale. KMH on vahend, mis peaks esmajoonel aitama otsustajal teha informeeritumat otsust, kuid oodatava informatsiooni puhul on otsustajal KMH programmi koostamisel suur sõnaõigus.²⁵¹

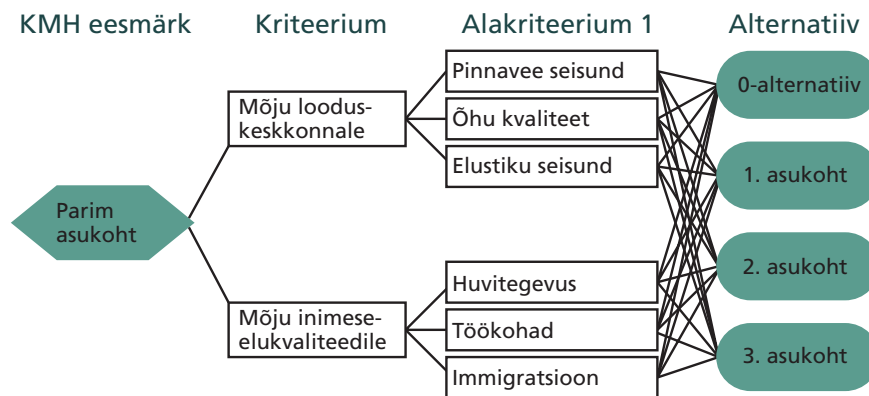
Vajalikkus tähendab, et kriteeriumide hulgas pole üleliigseid, mis valikut ei mõjuta, välditud peaks olema nende kattuvus, s.o võimalus, et sisuliselt sama kriteerium kordub mõne teise kriteeriumi koosseisus (kas sisult mahukama osana või sama sisu kordub teises sõnastuses). Alternatiivide võrdlemisel on üleliigsed ka kriteeriumid, mille suhtes kõik tegutsemisvariandid on võrdsed, kuna sellised kriteeriumid alternatiivide paremusjärjestust ei mõjuta.

Sõltumatu hindamisvõimalus tähendab, et ühe kriteeriumi alusel antav hinnang ei tohi olla mõjutatud teise kriteeriumi alusel antavast hinnangust (nt alternatiivile vee kvaliteedi seisukohalt antud hinnangut ei mõjuta see, kui hea või halb oli hinnang õhu kvaliteedi seisukohalt). Kui hinnangud on sõltuvad, tuleb kriteeriumid ümber struktureerida, nt sõltuvad kriteeriumid ühendada.

Kompenseeritavus tähendab, et ühe kriteeriumi põhjal saadud madalama hinde saab kompenseerida teiste alusel saadud kõrgem hinne. See tingimus ei tarvitse multikriteeriumanalüüsis olla täidetud, kuid tavalised meetodid eeldavad selle täitmist. Selle nõude mittetäitmisest on võimalik üle saada sel teel, et kriteeriumi teatavatele piirväärtusele mittevastavad alternatiivid kõrvaldatakse valikust. Sellisteks piirväärtusteks on KMH kontekstis nt õigusaktide nõuded – alternatiivid, mis ei vasta mõne kriteeriumi puhul õigusaktide nõuetele, kõrvaldatakse valikust, sõltumata nende headusest mõne teise kriteeriumi seisukohalt (nt vee kvaliteeti määravale õigusaktile mittevastavus pole kompenseeritav välisõhu hea kvaliteediga).

²⁵¹ Lisaks võib olla tegureid, mida otsustaja mingil põhjusel ainuisikuliselt arvesse võtab.

Väärtusepuu. Kriteeriumid võivad olla sõnastatud erinevas üldistusastmes, s.t neile on omistatud erinev sisu. Asjaosaliste jaoks võivad olla olulised erineva üldistusastmega kriteeriumid, kuid samas peab olema välditud nende kattuvus. Eri üldistusastmega kriteeriumide korrastatud esitust ja arvestamist valiku tegemisel võimaldab väärtusepuu. Väärtusepuud võib konstrueerida mõlemat pidi, nii üldisest konkreetsema suunas (ülalt alla) kui ka vastupidi. Hierarhiatasemete arv võib kõikuda vastavalt käsitletavale probleemile, tavaliselt ei ületa see viit.²⁵²



Joonis 7.1. Hindamiskriteeriumide väärtusepuuna esitamise näide

Kui kriteeriumid, mille põhjal alternatiive võrrelda, on määratletud, saab asuda alternatiive võrdlema kriteeriumide kaupa. Selleks saab kasutada nii intervallskaalat kui ka suhteskaalat.

Järgnevalt tutvustatakse kaht multikriteeriumanalüüsi tehnikat: väärtusfunktsiooni ja analüütiliste hierarhiate meetodit.

Alternatiivide võrdlemine väärtusfunktsiooni kaudu. Väärtusfunktsiooni²⁵³ meetod seisneb selles, et intervallskaalal seatakse kriteeriumi suurus (nt elupaiga pindala vähenemine) vastavusse sellele omistatava väärtusega/eelistusega. Kõigepealt tuleb skaala defineerida, s.o määrata kindlaks kriteeriumide tasemed,²⁵⁴ mis vastavad nullile ja maksimumväärtusele. Skaala nullpunktiks valitakse iga kriteeriumi jaoks kõigi alternatiivide hulgest kõige halvem (vähemsoovitav) väljendatuna kriteeriumile vastavas ühikus, nt ohtliku aine prognoositud kontsentratsioonina. Maksimumväärtusele, milleks on 1,0 (või 100)²⁵⁵ punkti, vastab selle kriteeriumi järgi parima alternatiivi

²⁵² Sellest lähtudes on ka AHP tarkvarapaketid WEB – HIPRE (Hierarchical Preference) piiranud nende võimalikku hulka.

²⁵³ Väärtusfunktsiooni (*value function*) ja kasulikkusfunktsiooni (*utility function*) sisuerinevuste üle on diskuteeritud; KMH kontekstis tundub sobivam esimene.

²⁵⁴ Siin ja edaspidi tähendab kriteeriumi tase arväärtust või muud karakteristikut, mille kaudu kriteeriumi väljendatakse. Nt kriteeriumil „peenosakeste kontsentratsioon õhus“ on tase väljendatud kontsentratsioonina, kriteeriumil „elupaiga vähenemine“ võib see olla väljendatud pindalas.

²⁵⁵ Põhimõtteliselt võib olla ka mõni muu arv, kuid praktilistel kaalutlustel on kasutusel üks neist.

tase. Näiteks, kui neljal alternatiivil A1, A2 A3 ja A4 vastavad kriteeriumile „ohtliku aine kontsentratsioon veekogus“ kontsentratsioonid 0,1; 0,02; 0,3; 0,001 mg/L, siis skaala 0-punktile vastab kontsentratsioon 0,3 ning skaala maksimumväärtusele 1,0 vastab kontsentratsioon 0,001 mg/L (mida väiksem on ohtliku aine kontsentratsioon, seda parem/eelistatum see on).²⁵⁶

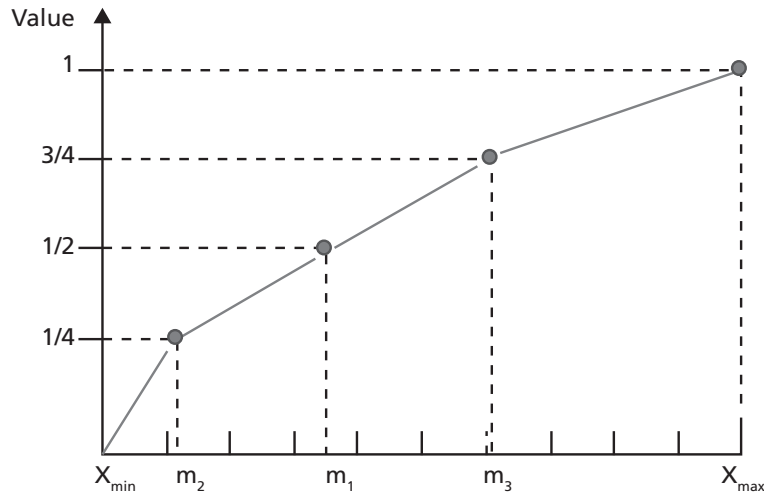
Halvimat ja parimat varianti on lihtne leida, kui alternatiive on vähe. Suurema hulga puhul aitab paarikaupa võrdlemine. Selleks võetakse esimese alternatiivi esimene kriteerium ning võrreldakse sama kriteeriumi alusel teise alternatiiviga. Kui otsitakse (valitud kriteeriumi alusel) parimat alternatiivi, jätkatakse esimeses võrdluses parimaks osutunu võrdlemist järgmise alternatiiviga. Niimoodi jätkatakse, kuni on järele jäänud alternatiiv, mis käsitletava kriteeriumi seisukohalt on parim. Halvimat alternatiivi otsitakse samamoodi, kuid võrdlust jätkatakse halvimaks osutunud alternatiiviga. Võrdlus tehakse läbi kõigi kriteeriumidega ning selle tulemuseks saadakse nende diapsoonid, s.o iga kriteeriumi parim ja halvim tase käsitletavas alternatiivide kogumis.²⁵⁷

Kuna iga kriteeriumi puhul määravad halvim ja parim alternatiiv skaala otsad, siis peavad ülejäänud alternatiivid sellel skaalal paigutuma nende vahele. Nende asukoht skaalal sõltub seose kujust, lihtsaim on lineaarne seos. Lineaarse seose korral on tegemist skaala algus- ja lõpp-punkti ühendava sirgega. Mõnikord võib seos olla mitelineaarne ning siis tuleb selle kuju leida. Seda saab teha kaheks jagunemise (bifurkatsiooni) meetodil. Kui valitud kriteeriumi jaoks on halvim tase (0-punkt) ja parim tase (1,0 või 100) määratud, esitatakse küsimus: milline peaks olema kriteeriumi tase, mis oma headuselt (eelistuselt) oleks just nende keskel, s.t vastaks väärtusskaala keskpunktile. Seejärel võetakse skaala mõlemad pooled ning leitakse kriteeriumi tasemed, mis vastavad nende keskpunktidele. Saadud punktide ühendamine annab väärtusfunktsiooni, nagu näidatud joonisel 7.2.

Peale väärtusskaala otstele (0; 1) vastavate halvima ja parima kriteeriumi tasemete (x_{\min} ja x_{\max}) leidmist määratakse kriteeriumi tase (kvantitatiivne mõõt), mis vastab väärtustelje keskpunktile (1/2), s.o kriteeriumi tase, mis on halvimast tasemest (vastab 0-punktile) niisama palju parem kui parimast tasemest (vastab skaalal maksimaalväärtusele 1,0) halvem. Joonisel vastab sellele kriteeriumi tase m_1 . Seejärel leitakse kriteeriumi tase, mis oma headuselt jääb halvima ja keskmise (m_1) vahele; väärtuse teljel punkt $\frac{1}{4}$ ja kriteeriumi teljel m_2 . Sama korraldakse väärtuse telje ülemise poolega (väärtustelje $\frac{3}{4}$ tasemele vastab m_3). Kriteeriumi taseme muutusele vastav väärtuse muutus (nt keskkonnaseisund) on graafiku vasakus pooles märgatavalt suurem kui paremas pooles.

²⁵⁶ Kui tegemist on kvalitatiivse mõõduga, nt teatava nähtuse või omaduse olemasolu või puudumisega, siis omistatakse eelistatumale maksimumpallid ning teisele 0 palli (DCLG, 2009: 61).

²⁵⁷ Põhimõtteliselt on võimalik valida ka nn absoluutne halvim ja parim tase. See võib tugineda teaduslikele põhjendustele või ka õigusaktidega seatud piiridele, nt halvim on piirarv, mida ei tohi ületada, ning parim on sihtarv, millele vastab suurepärase seisund.



Joonis 7.2. Väärtusfunktsiooni konstrueerimine bifurkatsiooni abil

Peale iga kriteeriumi jaoks väärtusfunktsiooni konstrueerimist saab leida ülejäänud alternatiivide jaoks iga kriteeriumi väärtusfunktsioonilt sellele alternatiivile vastava väärtuse vahemikus 0...1,0 (või 0...100). Nii toimides on tulemuseks kõigile alternatiividele kõigi kriteeriumide põhjal omistatud hindepunktid vahemikus 0...1 (või 100). Saadud hindepunktid normeeritakse. Selleks jagatakse ühes alternatiivis kriteeriumile omistatud hindepunktid kõigis alternatiivides sellele kriteeriumile omistatud hindepunktide summaga. Tulemuseks on iga kriteeriumi järgi saadud suhtelised hindepunktid. Sel viisil on alternatiivid võrreldavad iga kriteeriumi alusel eraldi, kuid neid pole veel võimalik võrrelda samaaegselt kõigi kriteeriumide alusel. Põhjuseks on see, et kriteeriumid ei tarvitse olla valiku tegemisel võrdselt kaalukad – ühik ühe kriteeriumi mõõteskaalal ei tarvitse olla samaväärne ühikuga teise kriteeriumi mõõteskaalal. Kriteeriumide kaalumise ja nende alusel üldise paremusjärjestuse koostamine tuleb käsitlemisele tagapool. Kriteeriumide kaalud peavad olema määratud suhteskaalal.

Analüütiliste hierarhiate meetod. T. Saaty (Saaty, 1987) esitatud analüütiliste hierarhiate meetod (*analytic hierarchy process* – AHP) on nähtavasti kõige tuntum ja enamkasutatav paaritivõrdluse põhinev multikriteeriumanalüüsi meetod.²⁵⁸ Seda on tunnustatud kui kõige moodsamat multikriteeriumanalüüsi meetodit (nt Benítez *et al.*, 2011), kuid selle üle on olnud ka sisulisi vaidlusi (Forman, 1993) ning esitatud on mitmeid täiendamissetpanekuid (Barzilai & Lootsma, 1997). AHP rohkearvulistest kasutusalaadest annab ülevaate Ishizaka & Labib (2011). Praeguseks on vaidlused AHP teoreetiliste aluste üle kaotanud oma teravuse (vt ka Whitaker, 2007) ning see

²⁵⁸ Selle põhielemendid on üle võetud mitme teise autori tööst, kuid ühildatud tema poolt. Paaritivõrdluse vanema meetodi autorid on Dean, B & J. Nishry (1965). Selle tõi KMH praktikasse Canter (1996: 553), seda on Eestis tutvustatud (sh Pöder, 2005) ja praktikas kasutatud.

meetod on leidnud üldise tunnustuse akadeemilistes ringkondades ja praktikas.²⁵⁹ Paralleelselt algversiooniga on kasutusel modifikatsioone. AHP on kõige levinum KMH kirjanduses tutvustatav multikriteeriumtehnik, mis võimaldab kasutada nii kvantitatiivset kui ka kvalitatiivset informatsiooni. KMH kontekstis on olulised AHP järgmised küljed:

1. Kriteeriumide esitamine hierarhilise süsteemina, nn väärtusepuuna (tavaliselt, kuid mitte tingimata).
2. Võrdlus toimub skaalal 1...9.
3. Võrdlus toimub paariti, millest tulenevalt on see suhtevõrdlus.
4. Võimalik on lihtsalt kontrollida üksikotsustuste kooskõla, s.t selgitada, kas need pole omavahel vastuolus.

T. Saaty võttis 9-pallise skaala kasutusele, tuginedes psühholoogide töödele. Seda on kritiseeritud ning pakutud muid variante,²⁶⁰ kuid nende eelised pole leidnud üldist tunnustust ning praktikas domineerib endiselt T. Saaty versioon (tabel 7.6).

Tabel 7.6. AHP võrdlusskaala (Saaty, 1987)

A eelistus/kaal võrreldes B-ga?	Pallid (skoor)
Võrdne	1
Mõõdukalt suurem	3
Palju suurem	5
Väga palju suurem	7
Ülekaalukalt suurem	9

Arvväärtused 2, 4, 6 ja 8 on n-ö kompromissiks paarituurvuliste väärtuste vahel, kui otsustamisel tekib raskusi.

Võrdluskäik. Kõiki alternatiive võrreldakse omavahel paarikaupa ja kõigi kriteeriumide põhjal. Võrdlus tugineb tabelis 7.6 esitatud skaalale. Võrdluste arv N sõltub võrreldavate arvust n järgmiselt:²⁶¹

$$N = n*(n-1)/2$$

Tabelites 7.7 kuni 7.11 esitatud näites võrreldakse nelja alternatiivi (A, B, C, D) kolme kriteeriumi (K1, K2, K3) alusel. Võrdlus iseendaga annab tulemuseks „võrdne“, mis-

²⁵⁹ Seda on kasutatud strateegiliste valikute tegemisel, mistõttu sobib hästi KSH-sse.

²⁶⁰ Lühiülevaate neist annavad Ishizaka & Labib (2011).

²⁶¹ Kuna diagonaalil on alati 1, siis seda ei ole vaja arvestada ning tuleb arvust maha lahutada; kuna võrdlus annab hinnangu kahe võrreldava kohta, siis võrdluste arv on nende korrutisest veel kaks korda väiksem.

tõttu diagonaalil on alati „1”. Kui võrdluses leitakse üks alternatiiv olevat teisest parem (eelistatavam, kaalukam), siis omistatakse paremale alternatiivile erinevuse määrale vastav hindepall; võrdluses halvemaks osutunud alternatiivile omistatakse selle hindepalli pöördväärtus. Tabelis 7.8 on alternatiivide A ja B võrdlemisel osutunud pisut rohkem kui mõõdukalt paremaks alternatiiv B, millele vastab 4 palli, alternatiiv A saab vastavalt $\frac{1}{4}$ (0,25), sest kui B on A-st 4 korda parem, siis A on B-st 4 korda halvem. Järgnevalt on võrreldud alternatiivi A alternatiiviga C ning leitud, et esimese kriteeriumi seisukohalt on alternatiiv C oluliselt parem kui A, hindepallid vastavalt 5 ja 0,20. Protseduuri korratakse, kuni omavahel on võrreldud kõik alternatiivid kõigi kriteeriumide alusel.

Iga kriteeriumi alusel toimunud tulemustest alternatiivide suhtelise paremusjärjestuse leidmiseks on kasutusel kaks meetodit: algselt T. Saaty pakutud maatriksalgebralle tuginev arvutusviis ning 2) täiendusena pakutud geomeetiline keskmine, mida pooldavad paljud multikriteeriumanalüüsi asjatundjad. Geomeetiline keskmine on oma lihtsuse tõttu hästi kasutatav kas või Excelis tehtava AHP korral. Tulemuste seisukohalt pole neil vahet.²⁶²

Tabelis 7.7 on kriteeriumi K1 alusel alternatiivide paremusjärjestuse leidmiseks arvutatud kõigepealt igale alternatiivile antud hindepallide geomeetiline keskmine ning seejärel need normeeritud, jagades iga alternatiivi geomeetrilise keskmise väärtuse kõigi alternatiivide keskmiste summaga. Saadud tulemused (w) näitavad alternatiivide suhtelist paremusjärjestust kriteeriumi K1 põhjal.

Tabel 7.7. Võrdlemine kriteeriumi K1 alusel

	A	B	C	D	Geom	w
A	1	0,25	0,2	0,5	0,3976	0,076
B	4	1	0,33	3	1,4107	0,270
C	5	3	1	4	2,7832	0,532
D	2	0,33	0,25	1	0,6373	0,122
SUM	12	4,58	1,78	8,5	5,2288	1,000
SUM*w	0,91	1,24	0,95	1,04		

$$\lambda_{\max} = 4,13$$

$$CI = (\lambda_{\max} - n) / (n-1)$$

$$CI = 0,0433$$

$$CR = CI/RI \quad 0,05 < 0,10$$

²⁶² Geomeetrilise keskmise kasutamisel alternatiivide lisamine/eemaldamine ei muuda paremusjärjestust, mis on võimalik algse meetodi puhul ning on põhjustanud vaidlusi. Seetõttu peetakse geomeetrilise keskmise kasutamist sisuliselt paremini põhjendatuks (Ishizaka & Labib, 2011). Käesolevas töös esitatud näidetes on kasutatud geomeetrilist keskmist. On pakutud ka muid meetodeid, kuid praktikas pole need levinud.

Tabel 7.8. Võrdlemine kriteeriumi K2 alusel

	A	B	C	D	Geom	w
A	1	0,5	1	0,2	0,5623	0,114
B	2	1	3	0,5	1,3161	0,267
C	1	0,33	1	0,25	0,5359	0,109
D	5	2	4	1	2,5149	0,510
SUM	9	3,83	9	1,95	4,9292	1,000
SUM*w	1,03	1,02	0,98	0,99		

$$\lambda_{\max} = 4,02$$

$$CI = (\lambda_{\max} - n) / (n - 1)$$

$$CI = 0,0076$$

$$CR = CI / RI \quad 0,01 < 0,10$$

Tabel 7.9. Võrdlemine kriteeriumi K3 alusel

	A	B	C	D	Geom	w
A	1	0,333	2	4	1,2776	0,255
B	3	1	5	3	2,5900	0,518
C	0,5	0,2	1	0,333	0,4272	0,085
D	0,25	0,333	3	1	0,7069	0,141
SUM	4,75	1,866	11	8,333	5,0017	1,000
SUM*w	1,21	0,97	0,94	1,18		

$$\lambda_{\max} = 4,30$$

$$CI = (\lambda_{\max} - n) / (n - 1)$$

$$CI = 0,0989$$

$$CR = CI / RI \quad 0,11$$

Kooskõlakontroll. AHP puhul tuleb ridamisi sooritada hulk paariti võrdlusi, kusjuures võrdlustulemused peaksid olema omavahel enam-vähem kooskõlas. Mittekooskõla teket illustreerib järgmine näide: alternatiiv A hinnatakse oluliselt paremaks alternatiivist B, seejärel hinnatakse alternatiiv A võrdseks alternatiiviga C ning lõpuks alternatiiv B paremaks alternatiivist C. Tekib vastuolu, sest kui esimesed võrdlused väidavad, et nii A kui ka C on oluliselt paremad kui B, väidab viimane võrdlus, et C on hoopis halvem kui B.

Väikesed hälbed on siiski paratamatud ja aktsepteeritavad. AHP-s on ka üksikvõrdluste koherentsuste kontrolli võimalus. Selleks leitakse esmalt iga veeru hinnete summa (tabelis rida SUMMA). Seejärel korrutatakse iga summa vastava alternatiivi

paremusjärjestuse hindegas (w), tabelis rida $SUM \cdot w$. Selle rea liikmete summeerimine annab suuruse λ_{\max} , mille kaudu arvutatakse nn kooskõlaindeks (*consistency index* – CI):

$$CI = (\lambda_{\max} - n)/(n-1)$$

Ning selle kaudu nn kooskõlamäär (*consistency ratio* – CR):

$$CR = CI/RI$$

kus RI on nn juhuslikkuse indeks (*random index* – RI), mille suurus sõltub võrreldavate arvust alljärgneval kujul (Saaty, 2005):

n	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
RI	0,58	0,89	1,11	1,25	1,35	1,4	1,45	1,49	1,52	1,54	1,56	1,58	1,59

Võrdlusi loetakse piisavalt kooskõlas olevaks, kui $CR < 0,1$; see on üldiseks juhendumiseks ning suure arvu võrreldavate korral võib olla aktsepteeritav ka väiksem kooskõla. Kui CR ületab seda märgatavalt ja kindlasti, kui on juba 0,20, tuleks hindamine üle vaadata selgitamiseks, millised võrdlused on omavahel vastuolus ning püüda seda lahendada, nii et vajalik koherentsus oleks saavutatud (Apostolou & Hassell, 2002). Ilma kooskõlakontrollita või ebapiisava kooskõlaga hindamistulemuste põhjal järeldusi teha ei ole korrektne.

Kriteeriumide kaalude määramine. Kriteeriumid ei tarvitse olla valiku tegemiseks ühesuguse kaaluga. Selle arvestamiseks tuleb iga kriteeriumi alusel antud hindepallid korrigeerida selle kriteeriumi suhtelise kaaluga võrreldes teiste kriteeriumidega (suhtena). Praeguseks on valitsevaks saanud seisukoht, et kaalumisel tuleb peale kriteeriumi liigi võtta arvesse ka muutuse ulatus (nn *swing*) (DCLG, 2009: 63); on koguni väidetud, et skaala ulatust arvestamata on kriteeriumide kaalud mõttetud (Steele *et al.*, 2009: 30).²⁶³ Selleks tuleb iga kriteeriumi jaoks leida alternatiiv, mis on selle kriteeriumi seisukohalt kõige halvem, ning alternatiiv, mis on selle kriteeriumi seisukohalt parim. Nende erinevus näitab, kui suures ulatuses on muutus iga kriteeriumi puhul käesoleva alternatiivide kogumi puhul võimalik.

Edasi võib toimida mitmel viisil. Üks võimalus seisneb n-ö etalonkriteeriumi valimises. Etalon on kriteerium, mille taseme muutus madalaimast kõrgeimani (s.o antud alternatiivide hulgas maksimaalses ulatuses) oleks kõige soovitatavam. Sellele kriteeriumi kaalule omistatakse 100 punkti. Seejärel tuleb otsustada, millisele kriteeriumile vastavuse muutumine madalaimast kuni parimale tasemele on järgmine eelistus. Sellele omistatakse punktid, mis väljendavad selle muutuse suhtelist tähtsust võrreldes etaloniga, s.t 100 punkti saanud kriteeriumiga. Seda protseduuri jätkatakse, kuni kõik

²⁶³ See seisukoht põhineb näitel, et kui kaalu ei seota skaalaga, võib skaala ulatuse muutmisega muuta alternatiivide järjekorrad.

kriteeriumid on võrreldud olulisima kriteeriumiga. Seejärel normeeritakse igale kriteeriumile omistatud punktid, nii et nende summa võrdub ühega (Mustajoki *et al.*, 2005).

Teine võimalus on AHP kasutamine kriteeriumide kaalude määramiseks paarituvõrdluse teel. Selle näide on esitatud tabelis 7.10.

Tabel 7.10. Kriteeriumide kaalumine

	K1	K2	K3	Geom	w
K1	1	0,125	0,333	0,3466	0,082
K2	8	1	3	2,8845	0,682
K3	3	0,333	1	0,9997	0,236
SUM	12	1,458	4,333	4,2307	1,000
SUM*w	0,98	0,99	1,02		

$$\lambda_{\max} = 3,001$$

$$CI = (\lambda_{\max} - n) / (n-1)$$

$$CI = 0,000$$

$$CR = CI/RI 0,00$$

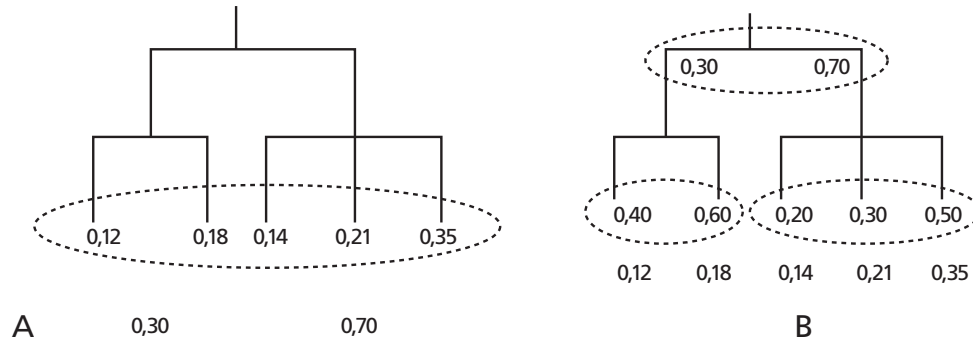
Peale kriteeriumide kaalude leidmist saab leida iga alternatiivi korrigeeritud hindepallid iga kriteeriumi alusel, korrutades kriteeriumi kaalu hindepallidega. Peale korrigeeritud hindepallide leidmist jääb üle arvutada iga alternatiivi koondhinne kõigi kriteeriumide korrigeeritud hindepallide alusel. Kõige levinum moodus selleks on summeerimine. Näites on korrigeeritud hinded ja nende summeerimine toodud tabelis 7.11.

Tabel 7.11. Alternatiivide paremusjärjestus korrigeeritud hinnete alusel

	K1	K2	K3	Kokku
A	0,0062	0,0777	0,0602	0,144
B	0,0221	0,1821	0,1222	0,326
C	0,0436	0,0743	0,0201	0,138
D	0,0100	0,3478	0,0333	0,391
				1,000

Kui hindamisel kasutatakse väärtusepuud, tuleb tegemist erineval hierarhiatasemel olevate kriteeriumide kaalude kaaludega, s.o kaalutud väärtusepuuga. Kaalude määramine võib toimuda nii alt üles kui ka ülalt alla meetodil. Esimesel, nn mittehierarhilisel kaalumisel on määravad alumise tasandi kaalud, mis saadakse kõigi kriteeriumide omavahel võrdlemisega. Kõrgemal tasandil kaale eraldi ei määrata,

kuid sisuliselt on need määratud selle harude kaalude summaga (joonis 7.3 A). Hierarhilise kaalumise korral hakatakse kaalusid määrama kõrgemalt hierarhiatasandilt ning alumise tasandi harude kaalud määratakse iga „oksa“ jaoks eraldi. Lõplik kaal saadakse alumiste ja ülemiste harude kaalude korrutamisega (joonis 7.3 B).

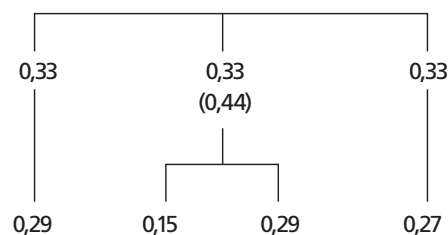


Joonis 7.3. Kaalude määramine väärtusepuul.

Variandis A määratakse kaalud alumisel tasandil (summa 1,0) ning ülemiste harude kaaludeks, vastavalt 0,30 ja 0,70 on alumiste harude kaalude summa. Variandis B määratakse kõigepealt ülemiste harude kaalud (vastavalt 0,30 ja 0,70) ning ülemistest harudest lähtuvate alumiste harude kaalud määratakse eraldi, nii et kummagi summa summa = 1,0 (vastavalt 0,40; 0,60 ja 0,20; 0,30; 0,50). Alternatiivide võrdlemisel arvestatavad kaalud saadakse ülemise ja alumise taseme kaalude korrutisena.

Hierarhilise hindamise eelis seisneb selles, et võimaldab kokku leppida üldisemate kriteeriumide kaaludes ning alumisel tasemel tuleb üheaegselt võrrelda väiksemat hulka kriteeriume. Puudus on see, et kõrgemate hierarhiatasemete kaalude üle otsustamisel on vähe konkreetset.

Väärtusepuu kasutamisel tuleb teadvustada võimalik diferentseerimiskallutus. See seisneb inimeste kalduvuses omistada üldisemale kriteeriumile väiksemat kaalu kui seda moodustavatele kriteeriumidele eraldi hinnates neile kokku (joonis 7.4).



Joonis 7.4. Diferentseerimiskallutus

Kui hindamine toimus ülemisel tasandil, said kõik kriteeriumid sama kaalu. Kui keskmine kriteerium diferentseeriti kaheks komponendiks, siis ületas kahe komponendi kaalude summa esialgse ning teiste kriteeriumide kaalud vähenesid.

Seetõttu tuleb väärtusepuu konstrueerimisel silmas pidada, et selle struktuur võib mõjutada hindamise tulemust. Diferentseerimiskallutatust aitab ära hoida väärtusepuu harude hierarhiatasandite erinevuste vältimine ning tasandite arvu muutmisel kallutatuse kontroll (Bojorquez-Tapia *et al.*, 2005).

Grupiotsustused ja tundlikkuse analüüs. Alternatiive tuleb võrrelda nii sama liiki kui ka erinevat liiki mõjude alusel. Liigikaupa hinnatakse väärtusfunktsiooni konstrueerimisel ja AHP-s ühe kriteeriumi alusel alternatiivide võrdlemisel, liike võrreldakse kriteeriumide kaalumise kaudu.

Kui tegemist on hindamisega, siis tekib paratamatult küsimus: kes on hindaja(d)? Konkreetse mõjuliigi puhul võiks eeldada, et selleks on vastava mõjuala spetsialist, s.t eksperdirühma liige, kes seda mõju käsitleb – prognoosib ja hindab. See võib olla hea lahendus, kui tegemist on suhteliselt spetsiifiliste ning neutraalsete mõjudega, s.t mõjudega, mis ei riiva otseselt huvigruppe. Näiteks võib olla alternatiivide võrdlemine veekogu keemilise näitaja alusel.

Kui on tegemist inimeste heaolu ja tervisega, võib selline lähenemine olla liiga kitsas, sest mõjutatud inimesed ei tarvitse nõustuda eksperdi arvamusega. Seda on ilmekalt näidanud riskianalüüsis saadud kogemused, mis on viinud järeldusele, et üldsuse hinnanguid ei tohi ignoreerida põhimõttel, et ekspert teab paremini (Alaszewski, 2005). Samas on tõdetud, et ekspertide ja avalikkuse hinnangute ühildamine võib olla probleem.

Kriteeriumide kaalude määramine, mis tähendab eri liiki mõjude võrdlemist, eeldab juba tingimata interdistsiplinaarset käsitlust ning peaks seetõttu olema vaieldamatult kogu eksperdirühma asi. Aga see ei peaks piirduma ainult eksperdirühmaga, eriti kui hindamine hõlmab ka sotsiaal-majanduslikke ja tervisemõjusid. Kriteeriumide kaalud väljendavad erinevatele mõjuvaldkondadele omistatavat väärtust, mis ei peaks piirduma kitsalt eksperdirühma väärtushinnangutega. Kui hindamisele taotleatakse avalikkuse tunnustust, siis peaks see võtma arvesse ka avalikkuse väärtushinnanguid, s.t võimaldama huvigruppidel osaleda kriteeriumide kaalude määramisel. Praktikast on täheldatud, et kriteeriumide kaaludes kalduvad hinnangud lahkneva enam kui sama liiki mõjude võrdlemises (DCLG, 2009).

Mitme hindaja puhul on ideaal konsensus, kuid see ei tarvitse olla saavutatav kohe ning mõnikord seda ei saavutatagi. Hinnangute lähendamiseks on järgmised võimalused: 1. Iga võrdlus arutatakse rühmas ühiselt läbi ja proovitakse jõuda konsensusele. Selle lähenemise puudus on nn ankurdamiskallutatuse võimalus – grupi liikmed võivad hakata oma hinnangut kohandama juba väljaöeldud seisukohaga.²⁶⁴ 2. Kõigepealt teeb iga grupi liige oma otsuse individuaalselt, ilma teiste otsuseid nägemata ja neist mõjutamata, seejärel tehtud otsused avalikustatakse ning arutatakse läbi lahknevuste põhjused. Selle järel võib toimuda uus hindamisvoor. 3. Lasta igal hindajal teha kogu hindamine individuaalselt ning arutada lõpptulemuste lahknevused läbi.

²⁶⁴ Sellise kallutatuse esinemise kohta on drastilisi näiteid esitanud Kahneman (2011).

4. Iga võrdluspaari puhul võtta eraldi tehtud võrdluste geomeetiline keskmine (Ishizaka & Labib, 2011).

Kui hindajad ei jõua üksmeelele, nt eristuvad eriarvamusele jäävad liikmed või jagunevad hindajad gruppidesse, siis on võimalik vähemalt selgusele jõuda, milles lahkarvamused seisnevad ning milline on nende mõju lõppotsusele.

Hindamise järel tuleb teha tundlikkuseanalüüs, mis näitab, kui tundlikult reageerib lõpptulemus üksikute hinnangute muutmisele. Kui mõne võrdluse väike muutmise põhjustab lõpptulemuses järjestuse muutust, ei saa järjestust pidada hästi põhjendatuks; pigem on tegemist enam-vähem võrdsete variantidega.

Samamoodi saab selgitada, kas püsima jäänud lahkarvamused üldse lõpptulemust mõjutavad. Selleks korraldatakse hindamist eri seisukohtal olevate hindajate pakutud kriteeriumide kaaludega. Võib olla, et lahkarvamused järjestust ei muudagi – määravaks osutub see, milles ollakse ühel meelel. Sellisel viisil tehtud kontroll hoiab ära lahkarvamuste ületähtsustamise.

Grupihinnangut komplitseerib asjaolu, et osalejad ei tarvitse olla ühesuguse mõjukusega. Mõjukus võib nt sõltuda positsioonist, isikuomadustest, organisatsioonist, keda nad esindavad jms. Seda arvestades on peetud võimalikuks võtta hindamises kasutusele ka n -ö hindajate mõjukuse koefitsient (Barzilai & Lootsma, 1997). Praktikas on seda raske rakendada, sest nõuaks omakorda hindajate hindamist, milles samuti võivad olla erimeelsused.

Kui lahkarvamused jäävad püsima ning need mõjutavad ka lõppjärjestust, siis on grupi ühist seisukohta võimalik esitada eri seisukohtade geomeetrilise keskmise kaudu. Asjakohane võiks siiski olla ka erinevatest hinnangutest tulenevate lõppjäreldest erinevuse väljatoomine ning erinevate hinnangute põhjendamine. See on oluline otsustajale mõistmaks hindamises olevat määramatust, samuti avalikkusele. Äärmuslikul juhul ei või lahknevused esineda mitte ainult hindepallides, vaid koguni selles, kas paaritivõrdluses on eelistatavam üks või teine võrreldav.²⁶⁵

Üksmeele/erimeelsuse määra iseloomustab Kendalli üksmeelekoefitsient (*coefficient of concordance*) (Hajkowicz, 2008).

²⁶⁵ Bojorquez-Tapia jt (2005) kirjeldab äärmuslikku juhtumit, kus ekspertide hinnangud kriteeriumide kaalude määramisel kõikisid ühes võrdluses vahemikus 1/7 ja 5!

7.5. Aruandlus

Aruande koostamise põhimõtted. KMH aruande koostamist paljud juhendid ja käsiraamatud ei käsitle; siin on jälle erandiks L. Canter (1996), kelle tööst on pärit suur osa järgnevaid seisukohti.

KMH aruande koostamisel tuleb lähtuda kõigepealt põhimõttest, mis kehtib mis tahes aruande puhul: aruanne tuleb koostada silmas pidades adressaati. KMH puhul tuleb arvestada kaht liiki lugejaid: 1) mittespetsialiste, kelleks on eeskätt avalikkus, kuid mittespetsialistid võivad olla ka otsustajad; 2) professionaale.

Aruande lugejad jagunevad ka oma soovidelt ja ootustelt erinevatesse gruppidesse:

1. Kavandatava tegevuse toetajad, kes loodavad, et aruanne ei too mõjuvalt esile selle negatiivseid külgi ega pea paremaks alternatiivset tegevusvarianti, mistõttu ei teki takistusi kavandatavale tegevusele loa saamiseks.
2. Kavandatava tegevuse vastased, kes tähelepanelikult uurivad, kas kavandatava tegevuse negatiivseid mõjusid pole alahinnatud (või alternatiivides liialdatud) ning kes on skeptilised kasutatud meetodika, andmete ning arutluste suhtes, kui need toetavad kavandatava tegevuse eelist võrreldes alternatiividega.
3. Neutraalsed, kes aruande alusel oma seisukohta kujundavad või keda huvitab vaid mõni aspekt.

Ülaltoodut silmas pidades tuleb mõelda nende kõigi informatsioonivajaduse rahuldamisele.

Aruande koostamine on osa KMH läbiviimise sisemisest programmist, mille järgi on eksperdigrupi töö korraldatud hindamise ajal (erinevalt üldisest ajakavast, mille sätestab KeHJS ja mis käsitleb eksperdirühma suhtlemist teiste osapooltega).

Aruande koostamisel võib eristada järgmisi etappe:

- planeerimine;
- kirjutamine;
- toimetamine/redigeerimine;
- avalikustamine;
- (täiendamine);
- lõplik vormistamine ja esitamine.

Planeerimine toimub juba KMH kavandamisel ning peab tagama aruande koostamise sünkroonsuse hindamise käiguga. Planeerimine peab tagama aruande koostamiseks vajalikud vahendid ja aja ning aitama tagada, et:

- ekspertide kohustused aruande kirjutamisel on selgelt määratletud;
- kirjutiste struktuur, stiil, jooniste ja tabelite kujundus ja viitamise kord on ühtlustatud.

Aruande koostab tavaliselt eksperdirühma juht (juhtekspert) eksperdirühma liikmetelt saadud tekstide põhjal. Aruannet koostatakse sünkroonselt hindamise käiguga – nt taustkeskkonna iseloomustuse osa saab koostada enne mõjude prognoosimist, kuna see on aluseks mõjude prognoosimisel.

Soovitav on põhimõte, et aruandesse ei võeta ühtki osa, mille sisu selle koostaja(d) ei ole enne tutvustanud kogu rühmale. See aitab ära hoida võimalikke ühilduvusprobleeme ja lahendada lahkarvamusi ning tagada, et aruandes esitatavad seisukohad on tuttavad kõigile eksperdirühma liikmetele. Interdistsiplinaarsus eeldab, et tegemist on grupi tööga, mitte üksikute ekspertide tööde kogumiga, mille kompileerib juhtekspert, kusjuures isoleeritult töötavad eksperdid pole tuttavad üksteise tegevusega ega kogu hindamise käiguga.²⁶⁶

Hoolikas peaks olema plagieerimise ärahoidmisel – teistest dokumentidest võetu korral tuleb viidata allikale.²⁶⁷ Aruanne tuleks enne esitamist anda lugeda KMH-s osalevatele ekspertidele ja isikule, kes ei ole selle KMH-ga seotud (nn siseretsensent). Vaja võib olla keeleteimetaja abi.

Mahukamad KMH-d esitatakse kahe- või koguni kolmeosalisena. Omaette osadena (s.o iseseisvate köidetena) võivad olla sisukokkuvõte (nn *non-technical summary*), mis on mõeldud kõige laiemale avalikkusele, ja lisad, milles esitatakse detaile, arvutusi, mõõtmisandmeid jms, mis pole põhikõites esitatud mõistmiseks otseselt vajalikud, kuid võimaldavad soovijatel kontrollida põhiosas esitatut (koos põhiosas olevate viidetega muudele kättesaadavatele allikatele). KMH aruandes ei tohiks olla järelduste põhjendamisel kasutatud väiteid ja fakte (v.a üldtuntud), mille allikad on tundmatud või eeldatavasti KMH lugejatele kättesaamatud.

Aruandele seatud nõuded. Aruanne peab vastama järgmistele üldnõuetele:

- olema erapooletu;
- sisaldama kõike seda ning ainult seda, mis on vajalik mõistmiseks, kuidas lõpptulemuseni jõuti;²⁶⁸
- olema ühtses stiilis;
- olema üldarusaadavas keeles (terminitele ja lühenditele tuleb anda seletused ja vältida slängi) ning illustratiivne.

²⁶⁶ Sellisel viisil tekivad juhteksperdi poolt kiirustades kokku lükitud aruanded, mille tunneb ära ebaühtluse ja stiili ja osade puuduliku sidususe järgi.

²⁶⁷ Absoluutselt välistatud peaks olema teistest KMH aruannetest lõikude kopeerimine, mida Eesti praktikas on ette tulnud.

²⁶⁸ Aruanne ei tohi olla üle kuhjatud järeldusteni jõudmise seisukohalt mittevajalikuga. Asjaolule, et kaldutakse seda tegema, eriti kavandatava tegevuse ja taustkeskkonna kirjeldamisega, on juhitud tähelepanu mitmes uuringus, nt Jalava *et al.* (2010).

KMH aruanne peab sisaldama:

- teavet kavandatava tegevuse ja selle alternatiivide kohta;
- keskkonnakasutuse kirjeldust, mis sisaldab teavet kavandatava tegevuse mis tahes keskkonnakasutuse etapil esinevate tegurite (ressursikasutus, jäätmed, heitmed jms) kohta, mis tekitavad keskkonnamõju (mõjurid);
- mõjutatava keskkonna kirjeldust vastavate keskkonnameetmete kaudu;
- oluliste keskkonnamõjude kirjeldust;
- kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide võrdlust;
- keskkonnameetmete kirjeldust;
- avalikustamise tulemusi;
- kasutatud allikate loetelu.

Ülal loetletud punktide sisu täpsustab keskkonnaministri määrus.

Aruandele lisatakse ka nõuetekohaseks tunnistatud KMH programm, mis oli KMH aluseks.

Kui KMH käigus on esile tulnud asjaolusid, mille tõttu on kinnitatud programmist kõrvale kaldunud (sh muudatused eksperdirühmas), tuleb aruandes esitada selle põhjendused. Endastmõistetavalt on otstarbekas võimalike kõrvalekaldumiste vajaduse ilmnemisel kohe informeerida asjaosalisi (esmajärjekorras otsustajat ja asjaomaseid asutusi) ning taotleda muudatustele nõusolekut. Kui programmis tehtav muudatus puudutab huvigruppe, on asjakohane ka nendega läbi rääkida).

Aruande menetlemiskord on KeHJS §-ides 20, 21 ja 22 sätestatud samamoodi kui KMH programmi menetlemine. Otsustaja kontrollib aruande nõuetekohasust ja selles esitatud teabe piisavust ning küsib asjaomaste asutuste seisukohta ning kujundab neid arvestades oma seisukoha, mille edastab juhteksperdile ja arendajale.

KMH aruande avalik väljapanek, avalik arutelu ning avalikustamise tulemuste arvestamine toimub samamoodi kui KMH programmi korral, v.a erinevus avaliku väljapaneku kestuses, mille minimaalne pikkus aruande puhul on 21 päeva.

Peale avalikustamisel esitatud arvamuste ja ettepanekute läbivaatamist ning nende arvestamist või mitteamestamist ning küsimustele vastamist esitab arendaja täiendatud aruande otsustajale, kes edastab selle asjaomastele asutustele, kes teatavad oma seisukoha.

Pärast asjaomaste asutuste seisukohtade saamist kontrollib otsustaja aruande vastavust programmile, KeHJS §-s 20 loetletud nõuetele (vt eestpoolt), selle asjakohasust ja piisavust tegevusloa andmiseks ning aruande kohta esitatud ettepanekute ja vastuväidete arvestamist või arvestamata jätmist. Kontrolli tulemusena tunnistab ta aruande nõuetele vastavaks või mittevastavaks. Kui aruanne on nõuetekohane, teavitab ta menetlusosalisi sellest seaduses ettenähtud viisil (KeHJS § 22). Kui otsustaja leiab, et aruanne ei vasta nõuetele, tuleb arendajal esitada täiendatud aruanne.

Selleks õigustatud isikud,²⁶⁹ kes pole KMH nõuetele vastavaks tunnistatud aruandes esitatud seisukohtadega nõus, saavad oma vastuväited esitada KMH alusel loa kohta tehtud otsuse kui haldusakti vaidlustamisel.

Aruande kvaliteedi hindamine. Kvaliteetse aruande puhul peaks olema täidetud järgmised tingimused:

- kõik reaalsed alternatiivid on käsitletud;
- kõik kavandatud tegevuse ja alternatiivide põhjustatavad olulised keskkonnamõjud on tuvastatud;
- mõjude hindamine põhineb kogu kättesaadava asjakohase informatsiooni kriitilisel kasutamisel;
- prognoosimeetodite valik vastab lähteandmetele, mõjude iseloomule ja olulisusele;
- negatiivsete mõjude leevendus- ja positiivsete mõjude suurendamismeetmed ja nende tõhusus on esitatud;
- alternatiivide võrdlemine on mõistetav ja võrdlusmeetod on asjakohane;
- hindamisele omane määramatus on selgelt esitatud;
- kogu KMH kulg on läbipaistev ja kontrollitav.

Aruande kvaliteedi määrab suuresti juba kavandamine, kuna selles määratakse kindlaks nii käsitusala (alternatiivid ja käsitlemisele tulevad mõjud) kui ka hindamismetoodikad.

Aruande puudused jagunevad sisu- ja vormistusvigadeks. Sisuvead on:

- kavandamisest tulenevad vead, mille tõttu vajalikud asjad on tegemata või tehti mittevajalikke asju;
- õiged asjad, mis on halvasti tehtud (ebasobivad meetodid, vigane või lünklik arutluskäik või arvutused);
- õige, kuid mitteasjakohane informatsioon (kavandatava tegevuse ja taustkeskkonna detailide kuhjamine, mida arutluses ei kasutata ja mis otsust ei mõjuta).²⁷⁰

Vormistamisvead on:

- materjali ebaloogiline liigendamine;
- ebaõnnestunud šrift (font) ja paigutus;
- vigane keel ja halb stiil;
- halvasti vormistatud, vigased või puudulikud joonised ja tabelid;
- puuduvad või ebakorrektsed viited.

²⁶⁹ Vt selle kohta lisaks Kask jt (2015).

²⁷⁰ Levinud puudus, mille vältimise vajadusele juhitakse tähelepanu ka mitmes KMH juhendis (nt Scottish..., 2013; Carse, L. & F. Pogorzelec, 2007).

Fuller (1999) on sõnastanud järgmised küsimused, millele aruande hindamisel tuleks vastust otsida:

1. Kas esitatud informatsioon on piisav (kvantiteet)?
2. Kas esitatud informatsioon on vastavuses nüüdisaegse teaduse ja tehnika teadmistega (kvaliteet)?
3. Kas esitatud informatsioon on asjakohane? – Kas see keskendub osaliste jaoks olulistele asjadele ja aruanne ei ole koormatud mittevajalikuga?²⁷¹

KMH aruannete kvaliteedi kohta mitmel pool tehtud uuringud on näidanud, et suur osa neist on ebarahuldava kvaliteediga. Nt Gray & Edward-Jones (2003) leidsid Ühendkuningriigis tehtud uuringus, et 79%-s käsitletud aruannetes polnud leida selgitust, miks esitatud alternatiiv valiti. Sandhami (Sandham *et al.*, 2013) uuringus hinnati mõjude identifitseerimise ja prognoosimise osa üle 60% Lõuna-Aafrika Vabariigis tehtud KMH aruannetes ebarahuldavaks, sealjuures väga häid ja häid ei leitudki.²⁷² Analoogne uurimus Jaapanis (Tetsuya Kamijoa & Guangwei Huang, 2016) andis üldiseks hindeks „vähemalt rahuldava“ ainult 35%-le aruannetest. Siinjuures tuleb silmas pidada, et KMH aruannete hindamiseks kasutatavate meetodikate pii-ratust. Neist tuntumad on kaks: Environmental Statement Review Package (Lee *et al.*, 1999) ja Euroopa Komisjoni EIS Review Checklist (CEC, 2001). Mõlemad keskenduvad esitatud teabe piisavuse hindamisele, kuid teevad sedagi lünklikult, jättes arvestamata või käsitledes äärmiselt pinnapealselt alternatiive ja avalikkuse kaasamist, mille käsitlemise nõrkused KMH-s on teada; hoopiski jääb hinnangus arvestamata esitatu kvaliteet. Oluliselt mõjutab hindamise tulemust ka hindaja subjektiivsus.²⁷³

²⁷¹ W. Ross jt (Ross *et al.*, 2006) on esile toonud puudusena levinud kalduvust käsitleda KMH aruandes „kõike, mis päikse all“ – selle markantne väljendus oli 6000-leheküljeline aruanne.

²⁷² Lisaks hinnati ligi pooltes aruannetes ebarahuldavaks alternatiivide käsitlemine. Töös pole näidatud, kui paljudes aruannetes hinnati ebarahuldavaks mitu osa.

²⁷³ Ülevaate nende meetodikate nõrkustest annab Pöder & Lukki (2011). Subjektiivsust iseloomustab ka Soomes tehtud uuring (Jalava *et al.*, 2010).

8. Otsustamine ja järeltoimingud

8.1. Tegevusloa otsus

Peale KMH tulemuste saamist saab otsustaja teha kaalutletud otsuse, kas taotletud luba anda või jätta andmata. KeHJS § 24 lg 1 kohaselt peab otsustaja tegevusloa andmise või sellest keeldumise otsuse tegemisel arvestama KMH tulemusi, kuid need ei ole otsustajale siduvad. KeHJS § 24 lg 2 annab otsustajale võimaluse KMH tulemuste või aruandele lisatud keskkonnanõuetega mitte arvestada, kuid sel juhul peab tegevusloa andmise või sellest keeldumise otsuses olema toodud motiveeritud põhjendus. Selleks võivad olla mõjud, mida KMH-s ei peetud vajalikuks käsitleda. Näiteks võib sotsiaal-majanduslike mõjude hindamine olla osaliselt või peamiselt jäänud KMH käsitusala väljast. Lisaks võib olla muid mõjuvaid põhjusi, nt poliitilisi või julgeolekukaalutlusi, mis otsust mõjutavad, samuti võib esitada oma seisukoha kavandatava tegevuse asukoha omavalitsus. Viimase vastuseis pole loa andmisest keeldumiseks iseenesest piisav põhjus – otsustaja võib leida muid kaalukamaid huvisid, mis loa andmist õigustavad.

KeHJS § 24 lg 3 näeb ette ka tegevusloa andmisest keeldumist, kui arendajal pole võimalik rakendada negatiivsete mõjude leevendamiseks vajalikke meetmeid, mis tagaks tegevuse vastavuse vähemalt õigusaktidega kehtestatud keskkonnanormatiividele. Samas ei taga neile vastavus tegevusloa saamist.²⁷⁴

Tegevusloa otsust ei anta üldjuhul siis, kui kavandatud tegevusega kaasneb kaitsvatate loodusobjektide kaitse-eesmärgi kahjustamine. Erandkorras võidakse Vabariigi Valitsuse nõusolekul tegevusloa anda ka sellisele projektile, k.a Natura 2000 võrgustiku objekti kaitse-eesmärgi kahjustavale projektile, tingimusel, et projekti negatiivset mõju pole võimalik vältida, kuid projekt on vajalik ülekaalukates avalikes huvides, milleks võib nt olla rahva tervis, avalik julgeolek vms. Kui mõjuval põhjusel lubatakse tegevust, mis kahjustab Natura 2000 võrgustiku objekti kaitse-eesmärgi, tuleb rakendada hüvitusmeetmeid, mis tagavad võrgustiku üldise sidususe kaitse,

²⁷⁴ Nt juhul kui keskkonnaloa alusel kavandatava tegevusega kaasnevate heitmete lisandumisel tekivad keskkonnanahäiringud tooks kaasa vajaduse keskkonna kvaliteedi piirväärtuse järgimiseks edaspidi keelduda keskkonnaloa väljastamisest teisele isikule ning avalik huvi keskkonnanahäiringu vältimiseks mitte anda taotletud luba on kaalukam kui huvi taotletava keskkonnaloa andmiseks (Kask jt, 2015).

kujuures hüvitusmeetmeid peab rakendama enne loas määratud tegevuse alustamist. Sellistest juhtumitest tuleb keskkonnaministeeriumil teavitada Euroopa Komisjoni; esmatähtsate Natura 2000 võrgustiku kaitstavate objektide kaitse-eesmärgi kahjustava tegevuse lubamise puhul peab Vabariigi Valitsusel olema ka Euroopa Komisjoni nõusolek (KeHJS § 29).

Keskkonnanaloo avaliku menetluse tulemuste arvesse võtmist, loa andmisest keeldumist ja keskkonnanaloo sisu on üksikasjalikult käsitletud KeÜS kommentaarides (Kask jt, 2015). Tegevusloa andmise korral esitatakse selles otsuses asjakohased keskkonnameetmed (vt ka osa 7.3 „Ebasoodsate mõjude leevendamine“).

Õigustatud isikud, kes leiavad, et tegevusloaga lubatav tegevus võib halvendada keskkonda nii, et see ei vasta kaebaja tervise või heaolu vajadustele, võivad tegevusloa väljastamise vaidlustada. Heaoluvajaduse tõlgitsemise kohta vt KeÜS kommentaare (<http://www.k6k.ee/keskkonnaseadustik/4-ptk/1-jagu/pg-23>).

Tegevusloa väljastamisega on seotud ka järelhindamise nõuete seadmine (vt järgmist osa).

8.2. Järeltoimingud

8.2.1. Sisu ja eesmärk

Järeltoimingute (*follow-up*) all mõistetakse toiminguid, mis järgnevad keskkonnamõju hindamisele, kui kavandatavat tegevust ellu viiakse. Nende toimingute eesmärk on suurendada KMH efektiivsust. Järeltoimingud hõlmavad kavandatud tegevuse tegelikult ilmnevate keskkonnamõjude kohta mis tahes usaldusväärset viisil informatsiooni kogumist ja selle võrdlemist prognoositud mõjudega ning selle põhjal vajaduse korral leevendusmeetmete korrigeerimist või lisameetmete rakendamist ning asjaosaliste teavitamist (Morrison-Saunders *et al.*, 2007; Morrison-Saunders & Arts, 2004; Arts *et al.*, 2001).

Eestis on kasutusel ka termin „järelhindamine“, mida kasutatakse kahes erinevas tähenduses: laiemas tähenduses kui *follow-up* vaste (Verš jt, 2014), kitsamas tähenduses KeHJS §-s 25, kus järelhindamise hulka ei loeta keskkonnaseiret. Järelhindamine on siiski kitsam mõiste kui järeltoimingud. Järelhindamine keskendub kavandatava tegevuse tegelike mõjude väljaselgitamisele ja hõlmab selle kavandamist, mõõtmiste/seire läbiviimist ja mõõtmistulemuste interpreteerimist ning tulemuse edastamist asjaosalistele. Tulemuste põhjal ettevõetavad toimingud, nt arendaja keskkonnajuhitmissüsteemi täiendamine ning leevendusmeetmete ümberkorraldamine väljuvad hindamise raamest, need võetakse ette hindamistulemuste alusel; järeltoimingute alla mahub ka loatingimuste muutmine. Ülevaate järelhindamise haakumisest teiste õigusaktidega annab Verš jt (2014).

Mõistagi annab järelhindamine tagasisidet ka KMH täiendamiseks (nt prognoosimeetodite parandamiseks) ja KMH kui keskkonnakorralduse instrumendi efektiivsuse hindamiseks ning täiustamiseks. Tagasiside ja selle põhjal otsuste/prognooside paikapidavuse kontrollimine ning vajaduse korral korrigeerivate meetmete rakendamine on ratsionaalse otsustusprotsessi puhul enesestmõistetav. KMH raames on selliste toimingute vajadust küll tunnustatud, kuid praktikas on rakendamine takerdunud. Järelhindamise süsteem on Eestis alles kujunemisjärgus.

8.2.2. Järelhindamise kavandamine

Järelhindamiseks tuleb koostada kava. See võib koosneda mitmest osast, sõltuvalt mõõdetavast ja mõõtmisviisist – ühekordsest mõõtmisest või mingis ajavahemikus korduvalt toimuvatest mõõtmistest (seirest). Mõnel puhul võib see seisneda auditeerimises.²⁷⁵

Tegelike keskkonnamõtjude adekvaatseks mõõtmiseks peab olema määratud:

- 1) mida mõõta;
- 2) kuidas mõõta;
- 3) millal mõõta;
- 4) kus mõõta;
- 5) kes mõõdab;
- 6) kes interpreteerib mõõtmistulemusi (hindab olukorda).

Mida mõõta. Mõõta tuleb prognoositud mõjusid, s.t mõjusid, mida KMH-s prognoositi ja hinnati. Selle eeldus on, et prognoosid on piisavalt selged, s.t määratletud on objektid ja karakteristikud, eelistatavalt kvantitatiivsed. Paraku on tõdetud, et KMH aruannetes on prognoosid sageli sedavõrd ähmaselt formuleeritud, et neid ei ole tegeliku olukorraga võimalik võrrelda (Jalava *et al.*, 2015; Wood *et al.*, 2000).²⁷⁶ Sellest puudusest, mida on täheldatud juba aastakümneid, ülesaamiseks on soovitatud mitte prognoosimist parandada, vaid üldse prognoosiga võrdlemisest loobuda (Storey & Noble, 2005). Loogilisem oleks siiski seada rangemad nõuded prognoosimisele, sh

²⁷⁵ Mõned allikad, nt Glasson jt (Glasson *et al.*, 2012) peavad järelmenetluses seire ja auditi erinevuseks seda, et esimese puhul mõõdetakse mõju, teine tähendab prognoositud ja tegelike mõjude võrdlemist. Selline jaotus ei ole põhjendatud: tegeliku ja prognoositu võrdlus võib loomulikult toimuda mõlemas, nende erinevus on eeskätt info hankimise viisis – seire puhul on selleks mõõtmine, auditis (mis ise viitab otseselt kuulamisele) kasutatakse erinevaid infoallikaid, mõnel puhul ka mõõtmist. Üldse on „audit“ muutunud üleekspluateeritud moesõnaks, mida tarvitatakse ka siis, kui tegemist on lihtsalt mõõtmise või kontrollimisega. Seevastu Morrison-Saunders *et al.* (2007) käsitleb järelmenetluse all seiret igasuguse mõõtmise tähenduses. Ka keskkonnaseire seaduse § 2 lg 1 (RT I, 18.05.2016, 1) defineerib seiret laiemalt kui ainult mõõtmist.

²⁷⁶ Selles uuringus selgus, et 44% prognoosidest olid nii ähmased, et nende paikapidavust ei olnud võimalik kontrollida, kontrollitute viiendik ei pidanud paika.

prognoosi esitamise viisile, mis võimaldaks selle paikapidavust kontrollida. Bunzel & Jekel (2006) on seisukohal, et seire peaks hõlmama olulisi mõjusid. Sama seisukohta jagab KMH järelhindamise juhend (Verš jt, 2014). Selline käsitlus võimaldab järelhindamisest välja jätta mõjud, mis prognoosi kohaselt peaksid olema ebaolulised. See tähendab, et kui prognoos osutus ekslikuks, siis järelhindamine seda ei tuvasta, v.a juhul, kui niisuguste mõjude kohta tuleb lisateavet – nende alusel hindamiskava täiendamise võimalust näeb ette järelhindamise juhend (Verš jt, 2014). Infoallikaks võivad olla registreeritud kaebused, järelevalve tehtud kontrollmõõtmised, eriuuringud, meediakajastused ja küsitlused.²⁷⁷ Sellised mõjud võivad avalduda ka juba toimiva seire kaudu, kui vastavaid muutujaid mõõdetakse.

Peale prognoositud mõjude (nii negatiivsete kui ka positiivsete) paikapidavuse tuleb silmas pidada, et ilmned võib ka olulisi ettenägemata mõjusid, mis KMH-s jäid üldse käsitlemata, kuna selliste mõjude võimalikkust ei tuvastatudki (Bunzel & Jenkel, 2006). Järelikult peaks järelhindamise raames olema mingi protseduur ka selliste mõjude tuvastamiseks. Mõned ettenägemata olulised negatiivsed mõjud on kergesti tuvastatavad (ebameeldiv lõhn, müra, tolm) ning nendest annavad märku mõjuala elanike kaebused ja muude huvigruppide tähelepanekud. Kuna need võivad olla avaldatud mitmel kujul ja adressaadil, tuleks ette näha ka sellise informatsiooni kogumine. Üks võimalus on avalikkusele ja huvigruppidele juba KMH käigus anda kontaktid, kellele projekti elluviimisel kaasnevatest mõjudest teada anda.

Kuidas mõõta. Mõõtmisviis sõltub otseselt mõõdetavast – füüsikaliste, bioloogiliste ja sotsiaal-majanduslike mõjude mõõtmisviisid on erinevad, lisaks konkreetsete karakteristikute mõõtmise spetsiifika. Usaldusväarsuse eelduseks on, et mõõtmine vastab nõuetele, mis on omaks võetud vastavas teadusvaldkonnas. Soovitatavalt tuleb kasutada standardiseeritud mõõtmistehnikaid ja protseduure ning tunnustatud (akrediteeritud, sertifitseeritud) mõõtjaid ning järgida neile õigusaktidega esitatud nõudeid.

Millal ja kus mõõta. Mõju tuleks mõõta ajal ja kohas, kus see prognoosi kohaselt peaks ilmne. Kui mõju ilmneb aeglaselt, ei ole mõtet alustada mõõtmisi enne, kui muutus peaks eeldatavasti olema mõõtmiseks piisavalt suur, ning edasi tuleb jälgida selle dünaamikat, valides ajavahemikud, mille jooksul mõõdetav muutus eeldatavasti toimub. Vajaduse korral saab ajavahemikke korrigeerida vastavalt mõju dünaamikale. Kui mõju avaldub lühiajaliste nn piikidena, mis võivad olla seotud konkreetsete tegevustega, siis tuleb mõõtmisaeg ning -sagedus kohandada mõju oodatava ilmnemise perioodiga.

Mõõtmiskohtade valimine peab tagama, et mõõtmised võimaldavad teha järeldusi mõju ruumilise ulatuse kohta. Kui prognoosis on eristatud mõjutsoonid, võib olla otstarbekas, nagu soovitatud Austraalia süvendus-kaadamistööde KMH juhendis

²⁷⁷ Nt T. Šalda artikkel rannakaluri kaebusest süvendustööde väidetavalt suurema keskkonnamõju kohta. Postimees. 08.12.2016.

(National Assessment..., 2009), paigutada mõõtmispunktid tsoonide piiride lähedale. Kui mõjuala sõltub ilmastikutingimustest, tuleb mõõtmispunktide paigutamisel seda arvestada.

Hindamiskava koostamine. Ülaltoodud küsimustele peab vastuse andma järelhindamise kava. Järelhindamise kava koostamist reguleerivad KeHJS ning soovitusi on esitatud järelhindamise juhendis (Verš jt, 2014).

KeHJS § 20 lg 1 p 7 sätestab, et *[eksperdigrupp või juhtekspert] lähtudes kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivsete võimaluste keskkonnamõju hindamise tulemustest teeb põhjendatud ettepaneku keskkonnaseire tingimuste²⁷⁸ seadmiseks. Sama seisukohta väljendab juhend (Verš jt, 2014).*

Selle käsitluse kohaselt peab KMH aruanne esitama juhised järelhindamise kava koostamiseks, sh hindamist vajavate mõjude põhjused, mõjud ning nende hindamise viisi; sealjuures täpsustab juhend, et järelhindamine tuleks teha vähemalt mõjudele 1) mis eeldatavasti on olulised, 2) mille prognoosi suure määramatuse tõttu olulisuse avaldumine ei ole välistatud ja 3) mis võivad olla olulised, juhul kui nende leevendamiseks ettenähtud meetmed ei toimi.

Nii KeHJS kui ka juhend jätavad lahtiseks, kes määrab järelhindamise kava sisu (küsimused 1..4 ülal). Praeguses käsitluses määravad selle üldjoontes KMH eksperdid või juhtekspert (sealjuures ettepanekutena), kuid mitte üksikasjades. Samas sõltub seire sisu ja asjakohasus ning järelduste usaldusväärsus suurel määral just detailidest, mille määrab lõpliku kava koostaja.

Mõõtmiste programmi koostamine eeldab mõõdetavate ja mõõtmismeetodite tundmist, mistõttu adekvaatse programmi saavad koostada erialaspetsialistid. Võrreldes füüsikaliste, keemiliste ja bioloogiliste mõjudega on sotsiaal-majanduslike mõjude (nt heaolu muutumise) mõõtmisel olulisi erisusi. Seetõttu ei ole mõeldav, et otsustajal on igasuguste järelhindamiste kavade koostamiseks pädevust, eeldatavasti seisneb tema korraldamisfunktsioon selleks asjatundjate kaasamises. Kuna mõõtmiste kavandamine peaks silmas pidama mõõtmisvõimalusi ning saadud andmete kasutamise eesmärke, on otstarbekas, et järelhindamise kava koostaksid selle elluvijad.

Järelhindamine annab paratamatult hinnangu ka eksperdigrupi tööle. Kui KMH-s prognoosi esitanud eksperdid määravad, milliste nende prognooside tegelikkusele vastavust järelhindamisel käsitlema peaks ja milliseid ei tuleks käsitleda, on huvide konflikti võimalus ilmne.²⁷⁹ See võib olla oluline, kui tegemist on probleemse projektiga, mille keskkonnamõjude suhtes on KMH-s tulnud esile konfliktseid seisukohti ning avalikkusel on selle vastu huvi. Huvide konflikti saab ära hoida, kui järelhinda-

²⁷⁸ Millisel määral see hõlmab järelhindamise kava, ei ole veel kindel.

²⁷⁹ Ebarahuldavalt formuleeritud prognoosid, mille paikapidavust ei olegi võimalik kontrollida, on KMH-de sageli esinev puudus ja on küsitav, kas selliste prognooside tegijad soovivad, et nende prognoos saaks järelhindamisel sellise hinnangu.

mise kava koostajad ja hindajad ei ole seotud käsitletava KMH-ga või vähemalt ei ole kava koostamisel määravad.²⁸⁰

Kuigi järelhindamine võib oma tähtsusest olla KMH-ga võrdväärne ja on käsitletav kui üldise KMH süsteemi osa, ei laienda KeHJS sellele avalikustamise nõuet. Järelmenetluste heas tavas (Morrison-Saunders *et al.*, 2007) soovitatakse huvigruppe seirekava koostamisse kaasata, kuna see on hariv ning kasvatab usaldust kogu KMH vastu. Praktikas on täheldatud kohalike huvigruppide rahuolematust seirega, kui neid pole kaasatud seirekava koostamisse ja nende poolt oluliseks peetavaid karakteristikuid pole arvesse võetud (Lawe *et al.*, 2005). Seda silmas pidades võib olla otstarbekas, et seirekava koostamisse kaasatakse huvipooli, keda võiks informeerida sarnaselt KMH programmist teavitamisega.

Mõõtmine võib olla ühildatud juba olemasolevaga, sh eri liiki seirekavadega. Selleks võivad olla nii arendajavälised seired ja mõõtmised kui ka arendajasised (ja tema lepinguliste partnerite, nt ehitusfirmade) mõõtmised. Kui arendajal on rakendatud sertifitseeritud/akrediteeritud keskkonnajuhtimissüsteem, siis tuleb kavandatava tegevusega kaasnevate mõjude mõõtmine ja seire lisada juba selles olemas olevasse seire ja mõõtmise programmi, kui see asjakohaseid karakteristikuid juba ei sisalda.²⁸¹

Järelhindamise kavas tuleb ka kindlaks määrata, kellele ja kuidas edastatakse andmed ja tehtud järeldused. Sellekohased ettepanekud on esitatud järelhindamise juhendis (Verš jt, 2014).

8.2.3. Järelhindamise läbiviimine

Järelhindamise kava on vaja pärast koostamist ellu viia. See seisneb mõõtmistes ja mõõtmistulemuste interpreteerimises ning tulemuste nõuetekohases edastamises. Morrison-Saunders jt (Morrison-Saunders *et al.*, 2007) on leidnud, et mõõtmist ja hindamist võiksid läbi viia nii arendaja kui ka ametnikud.

Eestis tuleneb arendajale seirekohustus vastavat luba reguleerivast seadusest ning selle alusel kehtestatud nõuetest. KeHJS sätestab, et *järelhindamise teostab keskkonnaseire alusel Keskkonnaamet* (§ 25 lg 1).

Peale vajalike andmete kogumist, sh mõõtmiste/seire kaudu, tuleb neid interpreteerida, vajaduse korral enne ka töödelda. Mõõtmistulemuste analüüs ja interpreteerimine hõlmab ka põhjuse-tagajärje seoste käsitlemist. Kui tegelik olukord lahkneb märkimisväärselt prognoositust, tuleb püüda välja selgitada lahknevuse põhjused. Prognoositu ja tegeliku olukorra lahknevuse põhjuseks võib olla peale ebatäpse prognoosi ka käsitletud tegevuse või välistingimuste (koosmõju tekitavate tegevuste)

²⁸⁰ See võib olla problemaatiline, kui seiret on suuteline läbi viima ainult sama organisatsioon, kes tegi KMH.

²⁸¹ Sealjuure peaks olema tagatud mõõtmiste usaldusväärsus.

erinevus loataotluses esitatust ja modelleerimisel aluseks võetust.²⁸² Seega tuleks järelhindamisel koguda informatsiooni ka mõju esile kutsuvate tegurite võimalike muutuste, sh muude tegevuste kohta. Eeldatavasti peaks projektis toimunud muudatustest olema informeeritud otsustaja (loaandja). Sellekohast teavet võib olla ka järelevalve tegijatel. See tähendab, et erinevate tegevuste kohta olemasolevad andmed, sh järelhindamised, peaks olema ristkasutuses.

Põhjuse-tagajärje seoste arvestamine tulemuste interpreteerimisel on oluline veel seetõttu, et kui ilmneb prognoositust suurem ebasoodne keskkonnamõju, mille vähendamiseks on vaja rakendada leevendusmeetmeid, tekib paratamatult küsimus, kes peab neid meetmeid rakendama ja vastavad kulud kandma.

Usaldusvääruse tagamiseks tuleks ka järelhindamise läbiviimisel vältida huvide konflikti. N. Martin jt (Martin *et al.*, 2016) on toonud esile, et asenduse kui leevendusmeetme puhul peaks selle tulemuslikkust hindama sõltumatu teadusasutus, mitte valitsusasutus ega arendaja.

Morrison-Saunders jt (Morrison-Saunders *et al.*, 2007) on seisukohal, et mõõtmisandmed peaks olema kättesaadavad kõigile huvigruppidele ning nende kättesaadavuse eest peaks vastutama arendaja. Järelhindamise tulemuste avalikustamine on loomulik, kuna ilma selleta jääks KMH-le iseloomulik avalikustamine poolikuks ega täidaks oma eesmärki. Seda on silmas pidanud ka järelhindamise juhendi (Verš jt, 2014) autorid, soovitudes järelhindamise aruannete avalikustamist selleks loodavas infosüsteemis ning soovitatavalt, analoogselt KMH aruandega, ka avalikku väljapanekut ning avalikku arutelu.

²⁸² Siin tuleb silmas pidada ka seda, kas niisugused erinevused olid ettenähtavad ka KMH tegemise ajal. Kui olid, siis on tegemist puuduliku 0-alternatiivi käsitlemisega. Mõju prognoosimisel võib sisendi ebakindluse puhul võtta aluseks kõige tõenäosema kõrval ka halvima ja parima. Kui seda pole tehtud olukorras, kus oleks pidanud tegema, ei saa muutunud tegevusega õigustada prognoosi paikapidamatust.

KASUTATUD ALLIKAD

- A cross-sector guide for implementing the Mitigation Hierarchy. 2015. The Biodiversity Consultancy (<http://www.csbi.org.uk/wp-content/uploads/2015/09/CSBI-Mitigation-Hierarchy-Guide-Sept-2015-1.pdf>).
- Adler, J. 2014. *KMH osapoolte huvide kaitse alternatiivide võrdlemisel tegevusloa keskkonnamõju hindamises AHP näitel*. Magistritöö keskkonnatehnoloogias. Tartu Ülikool.
- Alaszewski, A. 2005. Risk communication: identifying the importance of social context. *Health, Risk & Society*, 7(2), 101–105.
- Anjaneyulu, Y. & V. Manicam. 2011. *Environmental Impact Assessment Methodologies*. 2nd ed., CRC Press.
- André, P., B. Enserink, D. Connor & P. Croal. 2006. Public participation. International Best Practice Principles. *IAIA Special Publication Series* No. 4.
- Apostolou B., & J. Hassell. 2002. Note on Consistency Ratio: A Reply. *Mathematical and Computer Modelling* 35, 1081–1083.
- Ariely, D. 2009. *Predictably irrational. The Hidden Forces that Shape Our Decisions*. London. Harper Collins Publication.
- Arts, J., P. Caldwell, A. Morrison-Saunders. 2001. EIA follow-up: Good practice and future directions: Findings from a workshop at the IAIA 2000 conference. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 19(3), 175–185.
- Aunapuu A., & T. Kutsar. 2013. *Juhised Natura hindamise läbiviimiseks loodusdirektiivi artikli 6 lõike 3 rakendamisel Eestis*.
- Bagstad, K., D. Semmens, S. Waage & R. Winthrop. 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5, e27–e39.
- Barke, R., H. Jenkins-Smith & P. Slovic. 1997. Risk Perception of Men and Women Scientists. *Social Science Quarterly*, 78(1), 167–176.
- Barker, A. & C. Wood. 1999. An evaluation of EIA system performance in eight EU countries. *Environmental Impact Assessment Review*, 19, 387–404.
- Barnes, G., J. Baxter, A. Litva & B. Staples. 2002. The social and psychological impact of the chemical contamination incident in Weston Village, UK: a qualitative analysis. *Social Science & Medicine*, 2227–2241.
- Barnthouse, L., W. Munns jr & M. Sorensen. 2006. *Population-Level Ecological Risk Assessment*. Taylor & Frances.
- Barzilai, J. & F. Lootsma. 1997. Power Relations and Group Aggregation in the Multiplicative AHP and SMART. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 6(3), 155–165.
- Baxter, J. 2006. A Case Study of Intra-Community Conflict as Facility Impact. *Journal of Environmental Planning and Management*, 49(3), 337–360.
- Benítez, J., X. Delgado-Galván, J. A. Gutiérrez & J. Izquierdo. 2011. Balancing consistency and expert judgment in AHP. *Mathematical and Computer Modelling*, 54, 1785–1790.
- Benítez, J. 2003. What is the alternative? Impact assessment tools and sustainable planning. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 21(4), 261–280.
- Bojorquez-Tapia, L., S. Sanches-Colon & A. Martinez. 2005. Building consensus in Environmental Impact Assessment Trough Multicriteria Modeling and Sensitivity Analysis. *Environmental Management*, 36(3), 469–481.
- Bond, A., L. Langstaff, R. Baxter, H.-G. Walentinus, J. Kofoed, K. Lisitzin & S. Lundström. 2004. Dealing with the cultural heritage aspect of environmental impact assessment in Europe. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 22(1), 37–45.

- Boutilier, R. 2014. Frequently asked questions about the social licence to operate. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 32(4), 263–272.
- Boutilier A. & G. Jekel. 2006. *Monitoring und Bauleitplanung. Endbericht*. Deutsches Institut für Urbanistik (DIFU) (www.galk.de/arbeitskreise/ak_planung/down/monitoring_u_bauleitplanung_endbericht_060515.pdf).
- Burgman M. 2007. *Risk and Decisions for Conservation and Environmental Management*. Cambridge University Press.
- Busch, M. & S. Garthe. 2016. Approaching population thresholds in presence of uncertainty: Assessing displacement of seabirds from offshore wind farms. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 31–42.
- Canter, L. & B. Ross. 2014. A basic need for integration – bringing focus to the scoping process. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 32(1), 21–22.
- Canter L. & S. Atkinson. 2011. Multiple uses of indicators and indices in cumulative effects assessment and management. *Environmental Impact Assessment Review*, 3, 491–501.
- Canter, L. 1996. *Environmental Impact Assessment*. 2nd ed. McGraw-Hill. Inc.
- Carse, L. & F. Pogorzelec. 2007. Environmental Impact Assessment Practical Guidelines Toolkit for Marine Fish Farming. *RPS Planning and Development Ltd.* (<http://www.sarf.org.uk/Project%20Final%20Reports/SARF024%20-%20Final%20Reports%20and%20Templates/EIA%20Guidelines%20FINAL+%20Templates.pdf>).
- Cashmore, M. 2004. The role of science in environmental impact assessment: process and procedure versus purpose in the development theory. *Environmental Impact Assessment Review*, 24(4), 403–426.
- Cass, N. & G. Walker. 2009. Emotion and rationality: The characterisation and evaluation of opposition to renewable energy projects. *Emotion, Space and Society*, 2, 62–69.
- CEC (Commission of the European Communities). 2001. *Guidance on EIA. EIS Review*. Office for Official Publications of the European Communities.
- CIEEM (Chartered Institute of Ecology and Environmental Management, Winchester). 2016. *Guidelines for Ecological Impact Assessment in the Britain and Ireland: Terrestrial*. Freshwater and Coastal, 2nd ed.
- Christensen, P., L. Kørnøv & E. Holm Nielsen. 2005. EIA as Regulation: Does it Work? *Journal of Environmental Planning and Management*, 48(3), 393–412.
- Covello, V. 1998. Risk communication. – Väljaandes: *Handbook of Environmental Risk Assessment and Management*. (Calow, P., toim). 520–541. Blackwell.
- Dean, B & J. Nishry. 1965. Scoring of profitability models for evaluating and selecting engineering products. *Journal of Operations Research Society of America*, 13(4), 550–569.
- Del Furia, L. & J. Wallace-Jones. 2000. The effectiveness of provisions and quality of practices concerning public participation in EIA in Italy. *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 457–479.
- den Broeder, L., K. Yin Chung, L. Geelen, M. Scholtes, A. J. Schuit & A. Wagemakers. 2016. We are all experts! Does stakeholder engagement in health impact scoping lead to consensus? A Dutch case study. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 34(4) (<http://dx.doi.org/10.1080/14615517.2016.1176413>).
- den Broeder, L & F. Vanclay, 2014. Health in SIA. Väljaandes: *Health in Impact Assessments: Opportunities not to be missed* (Fehr R, Viliani F, Nowacki J, Martuzzi, M., toim-d). 69–88. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.
- den Broeder, L., Kai Yin Chung, L. Geelen, M. Scholtes, A. Schuit & A. Wagemakers. 2016. We are all experts! Does stakeholder engagement in health impact scoping lead to consensus? A Dutch case study. *Impact Assessment and Project Appraisal* (<http://dx.doi.org/10.1080/14615517.2016.1176413>).
- DCLG (Department for Communities and Local Government: London). 2006. *Environmental Impact Assessment: A guide to good practice and procedures*.
- DCLG (Department for Communities and Local Government: London). 2009. *Multi-criteria analysis: a manual*.
- DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs). 2014. *Environmental noise. Valuing impacts on: sleep disturbance, annoyance, hypertension, productivity and quiet* (https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/380852/environmental-noise-valuing-impacts-PB14227.pdf).

- Devine-Wright, P. 2005. Beyond NIMBYism: towards an Integrated Framework for Understanding Public Perceptions of Wind Energy. *Wind Energy*, 8, 125–139.
- Dey, P. K. & E. Ramcharan. 2008. Analytic hierarchy process helps select site for limestone quarry expansion in Barbados. *Journal of Environmental Management*, 88, 1384–1395.
- Doelle, A. & J. Sinclair. 2006. Time for a new approach to public participation in EA: Promoting cooperation and consensus for sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 185–205.
- Duinker, P. N. & G. E. Beanlands. 1986. The significance of environmental impact: an exploration of the concept. *Environmental Management*, 10(1), 1–10.
- European Commission. 2015. *Interpretation of definitions of project categories of annex I and annex II of the EIA directive* (http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/cover_2015_en.pdf; 08.09.2016).
- European Commission. 2013a. Guidance on Integrating Climate Change and Biodiversity into Environmental Impact Assessment (<http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/EIA%20Guidance.pdf>).
- European Commission. 2013b. *Rulings of the Court of Justice* (http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/eia_case_law.pdf; 09.09.2016).
- European Commission. 2006. *Clarification of the application of article 2(3) of the EIA directive*.
- European Commission. 1999. *Guidelines for the assessment of indirect and cumulative impacts as well as impact interactions*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities (<http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-studies-and-reports/pdf/guidel.pdf>).
- Ehrlich, A. & W. Ross. 2015. The significance spectrum and EIA significance determinations. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 33(2), 87–97.
- EIA Technical Review Guidelines: Non-Metal and Metal Mining*. Vol 1. 2011.
- Elling, B. 2009. Rationality and effectiveness: does EIA/SEA treat them as synonyms? *Impact Assessment and Project Appraisal*, 27(2), 121–131.
- Elling, B. 2010. *Rationality and the Environment: Decision-making in Environmental Politics and Assessment*. Routledge.
- Environmental Impact Assessment of Projects*. Ruling of the Court of Justice. 2013 (http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/eia_case_law.pdf).
- Erikstad, L., I. Lindblom, G. Jerpåsen, M. Hanssen, T. Bekkby, O. Stabbetorp & V. Bakkestuen. 2008. Environmental value assessment in a multidisciplinary EIA setting. *Environmental Impact Assessment Review*, 28, 131–143.
- Euroopa Komisjon. 2016. *Komisjoni teatis – Komisjoni suunisdokument keskkonnamõju hindamise direktiivi (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2011/92/EL, muudetud direktiiviga 2014/52/EL) art 2 lg 3 kohaselt tehtud keskkonnamõju hindamiste ühtlustamise kohta*. Euroopa Liidu Teataja, 2016/C 273/01 (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=OJ:C:2016:273:FULL&from=EN>).
- Euroopa Komisjon. 2009. *Komisjoni aruanne Nõukogule, Euroopa Parlamendile, Euroopamajandus- ja sotsiaalkomiteele ning regioonide komiteele keskkonnamõju hindamise direktiivi (direktiiv 85/337/EMÜ, muudetud direktiividega 97/11/EÜ ja 2003/35/EÜ) kohaldamise ja tõhususe kohta*.
- Euroopa Komisjon. 2000. *NATURA 2000 alade kaitsekorraldus. Loodusdirektiivi 92/43/EMÜ artikli 6 sätete tõlgendamise käsiraamat*.
- Euroopa Komisjon. 2005a. *Natura 2000 alasid oluliselt mõjutavate kavade ja projektide hindamine. Loodusdirektiivi 92/43/EMÜ artikli 6 lõigete 3 ja 4 tõlgendamise metoodilised juhised* (http://www.envir.ee/sites/default/files/naturamõju_est.pdf).
- Euroopa Komisjon. 2005b. *Keskkonnamõju hindamine. Eelhindamise juhend* (https://www.envir.ee/sites/default/files/kmh_eelhind_juhend_est.pdf).
- Euroopa Komisjon. 2005c. *Keskkonnamõju hindamine. Ulatuse määramise juhend* (https://www.envir.ee/sites/default/files/kmh_ulus_est.pdf).
- Euroopa Liidu Toimimise Leping*. Euroopa Liidu Teataja, 55, 2012. C326.
- EVS 886-1:2005 Lõhnaainete hajumine atmosfääris. Osa 1: Põhialused.
- EVS-EN 13725:2005. Õhukvaliteet. Lõhnaainete kontsentratsiooni määramine dünaamilise olfaktomeetria abil.
- EVS ISO 14001:2015. Keskkonnajuhtimissüsteemid. Nõuded koos kasutusjuhustega.
- EVS-EN 31010:2010. Riskiohjamine. Riskihindamismeetodid. Eesti Standardikeskus.

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2011. *Environmental impact assessment. Guidelines for FAO filed projects.*
- Farcas, A., P. Thompson, N. Merchant. 2016. Underwater noise modelling for environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 57, 114–122.
- Finucane, M., Slovic, P., Mertz, C., Flynn, J. & Satterfield, T. 2000. Gender, race, and perceived risk: the „white male“ effect. *Health, Risk & Society*, 2(2), 159–172.
- Fischer, T. 2014. Impact assessment: there can be strength in diversity. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 32(1), 9–10.
- Flyvbjerg, B. 2000. *Ideal theory, Real Rationality: Habermas Versus Foucault and Nietzsche.* Paper for Political Studies Association's 50th Annual Conference The Challenges for Democracy in the 21st Century, London School of Economics and Political Science, 10.–13. aprill 2000.
- Forman, E. 1993. Facts and fictions about the analytical hierarchy process. *Mathematical and Computer Modelling*, 17(4/5), 19–26.
- Fuentes-Bargues, J. & P. Ferrer-Gisbert. 2015. Selecting a small run-of-river hydropower plant by the analytic hierarchy process (AHP): A case study of Mino-Sil river basin, Spain. *Ecological Engineering*, 85, 307–316.
- Fuller, K. 1999. Quality and Quality Control in Environmental Impact Assessment. – Väljaandes: *Handbook of Environmental Impact Assessment*, vol 1. (Petts, J., toim). 55–75. Blackwell Science.
- Glasson, J., R. Therivel & A. Chadwick. 2012. *Introduction to Environmental Impact Assessment.* 4th ed. Routledge.
- Glucker, A., P. Driessen, A. Kolhoff & H. Runhaar. 2013. Public participation in environmental impact assessment: why, who and how? *Environmental Impact Assessment Review*, 43, 104–111.
- Gray, I. & G. Edward-Jones. 2003. A review of environmental statements in the British forest sector. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 21(4), 303–312.
- Grilo, C., F. Ferreira, E. Revilla. 2015. No evidence of a threshold in traffic volume affecting road-kill mortality at a large spatio-temporal scale. *Environmental Impact Assessment Review*, 55, 54–58.
- Hajkowicz, S. 2008. Supporting multi-stakeholder environmental decisions. *Journal of Environmental Management*, 88, 607–614.
- Harris, P. & F. Haigh. 2015. Including health in environmental impact assessments: is an institutional approach useful for practice? *Impact Assessment and Project Appraisal*, 33(2), 135–141.
- Harris, C., D. Becker, E. Nielsen & W. McLaughlin. 2014. Public Deliberation About Salmon Restoration Impacts: Differences in the Input of Citizens in Different Community Roles. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 16(4) DOI: 10.1142/S1464333214500331
- Harris-Roxas, B. & E. Harris. 2012. Differing forms, differing purposes: A typology of HIA. *Environmental Impact Assessment Review*, 31(4), 396–403.
- Heink, U. & I. Kowarik. 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10(3), 584–593.
- Hermansson, H. 2007. The Ethics of NIMBY Conflicts. *Ethical Theory and Moral Practice*, 10, 23–34.
- Hollands, R. & L. Palframan. 2014. EIA and EMS integration: not wasting the opportunity. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 32(1), 43–54.
- Hirsh, J. 2010. Personality and environmental concern. *Journal of Environmental Psychology*, 30, 245–248.
- Hunter, P. & Fewtrell, L. 2001. Acceptable risk. – Väljaandes: *Guidelines, Standards and Health* (Fewtrell, L. & Bartram, J., toim-d). 207–227. WHO.
- Hurtado, J., J. Fernandez, J. Parrondo & E. Blanco. 2004. Spanish method of visual impact evaluation in wind farms. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 8, 483–491.
- Höppner, C. 2009. Trust – A monolithic panacea in land use planning? *Land Use Policy*, 26, 1046–1054.
- IAIA (International Association of Impact Assessment) (<http://www.iaia.org/>; 07.08.2016).
- IMPERIA. 2015. *Guidelines for the systematic impact significance assessment – The ARVI approach.* Project Report <https://www.jyu.fi/bioenv/osastot/ymp/imperia/tuotokset/GuidelinesforimpactsignificanceassessmentARVIapproach.pdf>.

- Ishizaka A., & A. Labib. 2011. Review of the main developments in the analytic hierarchy process. *Expert Systems with Applications*, 38, 14336–14345.
- Jacob, C., S. Pioch & S. Thorin. 2016. The effectiveness of the mitigation hierarchy in environmental impact studies on marine ecosystems: A case study in France. *Environmental Impact Assessment Review*, 60, 83–98.
- Jalava, K., A.-M. Haakana & M. Kuitunen. 2015. The rationale for and practice of EIA follow-up: an analysis of Finnish road projects. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 33(4), 255–264.
- Jalava, K., S. Pasanen, M. Saalasti & M. Kuitunen. 2010. Quality of Environmental Impact Assessment: Finnish EIAs and the opinions of EIA professionals. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 28(1), 15–27.
- Janssen, R. 2001. On the Use of Multi-Criteria Analysis in Environmental Impact Assessment in The Netherlands. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 10, 101–109.
- Jay, S., C. Jones, P. Slinn & C. Wood. 2007. Environmental impact assessment: Retrospect and prospect. *Environmental Impact Assessment Review*, 27, 287–300.
- Jobert, A., P. Laborgne & S. Mimler. 2007. *Energy Policy*, 35, 2751–2760.
- Jones, M. & A. Morrison-Saunders. 2016. Making sense of significance in environmental impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 34(1), 87–93.
- Kahneman, D. 2011. *Thinking Fast and Slow*. Farrar, Straus and Giroux.
- Kalayci, U. & U. Ozer. 2016. Selection of site specific vibration equation by using analytic hierarchy process in a quarry. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 50–59.
- Kask O., E. Lopman, K. Relve, P. Kuusk, M. Triipan, K. Vaarmari, S. Vahtrus & H. Veinla. 2015. *Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kommentaarid*, 2. väljaanne (<http://k6k.ee/keskkonnaseadustik/4-ptk/1-jagu/pg-28>) – külastatud 25.07.16.
- Keun Tae Cho. 2003. Multicriteria Decision Methods: An Attempt to Evaluate and Unify. *Mathematical and Computer Modelling*, 37, 1099–1119.
- Kirchhoff, D (2006). Capacity building for EIA in Brazil: Preliminary considerations and problems to be overcome. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 8(1), 1–18.
- Kliimamuutuste mõju veeökosüsteemidele ning põhjaveele Eestis ja sellest tulenevad veeseireprogrammi võimalikud arengusuunad. 2012. Eesti Maaülikool (<http://www.envir.ee/et/veevaldkonna-uuringud-ja-aruanded>)
- Knegtering, E., J. M. Drees, P. Geertsema, H. Huitema & A. Schoot Uiterkamp. 2005. Use of Animal Species Data in Environmental Impact Assessments. *Environmental Management*, 36(6), 862–871.
- Kokologos, D., I. Tsitouraa, V. Kouloumpis & T. Tsoutsos. 2014. Visual impact assessment method for wind parks: A case study in Crete. *Land Use Policy*, 39, 110–120.
- Kruopiene, J., S. Židonienė & J. Dvarionienė. 2009. Current practice and shortcomings of EIA in Lithuania. *Environmental Impact Assessment Review*, 29, 305–309.
- Kværner, J., G. Swensen & L. L. Erikstad. 2006. Assessing environmental vulnerability in EIA – The content and context of the vulnerability concept in an alternative approach to standard EIA procedure. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 511–527.
- Lahdelma, R. & P. Salminen. 2008. Ordinal measurements with interval constraints in the EIA process for siting a waste storage area. – Väljaandes: *Real-Time and Deliberative Decision Making*. (Linkov, L., Ferguson, E & Magar, V., toim-d). 397–413, Springer.
- Lahti, T. 2010. *Keskkonnamüra hindamine ja müra leviku tõkestamine*. Ökokratt.
- Landsberg, F., J. Yreweek, M. Stickler, N. Henninger & O. Wenn. 2014. *Weaving Ecosystem Services into Impact Assessment*. Technical Appendix, version 3.0. World Resources Institute.
- Lange, E. & S. Hehl-Lange (2005). Combining a Participatory Planning Approach with a Virtual Landscape Model for the Siting of Wind Turbines. *Journal of Environmental Planning and Management*, 48(6), 833–852.
- Lawe, L., J. Wells & Mikisew Cree First Nation Industry Relations Corporation. 2005. Cumulative effects assessment and EIA follow-up: a proposed community-based monitoring program in the Oil Sand Region, northeastern Alberta. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 23(3), 2005–2009.
- Lawrence D. P. 2007a. Impact significance determination – Designing an approach. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(8), 730–754.

- Lawrence, D. P. 2007b. Impact significance determination – back to basics. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(8), 755–769.
- Lawrence, D. P. 2007c. Impact significance determination – Pushing the boundaries. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(8), 770–788.
- Lee, N., R. Colley, J. Bonde & J. Simpson. 1999. Reviewing the Quality of Environmental Statements and Environmental Appraisals. University of Manchester: Occasional Paper Number 55.
- Ljäs A., M. T. Kuitunen & K. Jalava. 2010. Developing the RIAM method (rapid impact assessment matrix) in the context of impact significance assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 30(2), 82–89.
- Lockie, S., M. Franetovich, S. Sharma & J. Rolfe. 2008. Democratisation versus engagement? Social and economic impact assessment and community participation in the coal mining industry of the Bowen Basin, Australia. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 26(3), 177–187.
- Lord, C., L. Ross & M. Lepper. 1979. Biased Assimilation and Attitude Polarization: The Effects of Prior Theories on Subsequently Considered Evidence. *Journal of Personality and Social Psychology*, 37(11), 2098–2109. 2009.
- Luè, A. & A. Colorni. 2015. Conflict Analysis for Environmental Impact Assessment: A Case Study of a Transportation System in a Tourist Area. *Group Decision and Negotiation*, 24, 613–632.
- Lyhne, I. & L. Kørnø. 2013. How do we make sense of significance? Indications and reflections on an experiment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 31(3), 180–189.
- Macrot, B., R. Holthausen, M. Raphael, M. Rowland & M. Wisdom. 2001. *Forest Ecology and Management*, 153, 29–42.
- Mansouri, Z., N. Hafezi Moghaddas, B. Dahrazma. 2013. Wastewater treatment plant site selection using AHP and GIS: a case study in Falavarjan, Esfahan. *JGeope*, 3(2), 63–72.
- Maron, M., A. Gordon, B. Mackey, H. Possingham & J. Watson. 2015. Stop misuse of biodiversity offsets. *Nature*, 523, 401–403.
- Marre, J. P., O. Thébaud, S. Pascoe, S. Jennings, J. Boncoeu & L. Coglan. 2016. Is economic valuation of ecosystem services useful to decisionmakers? Lessons learned from Australian coastal and marine management. *Journal of Environmental Management*, 178, 52–62.
- Martin, N., M. Evans, J. Rice, S. Lodhia & P. Gibbons. 2016. Using offset to mitigate environmental impacts of major projects: A stakeholder analysis. *Journal of Environmental Management*, 179, 58–65.
- Marttunen, M. & J. Mustajoki. 2015. How much is a lot? A systematic approach to impact significance assessment. *Vesitalous*, 6, 40–44 (Artikli soomekeelne tõlge).
- Masden E. & A. Cook. 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 43–49.
- Meos, I. 2002. *Filosoofia sõnaraamat*. Tallinn. Kolibri.
- Mineral Resources Environmental Sustainability Unit. 2012. *Environmental Impact Assessment Guidelines* (<http://www.cffet.net/env/uploads/eia/EIA-Guidelines.pdf>).
- MoE (Ministry of Environment). 2009. *Review of transboundary EIA of the Nord Stream gas pipeline compiled by the Working Group at the Estonian Ministry of the Environment on the evaluation of the transboundary environmental impact assessment (EIA) report of the Nord Stream gas pipeline*.
- Moilanen, A., A. van Teeffelen, Y. Ben-Haim & S. Ferrier. 2009. How Much Compensation is Enough? A Framework for Incorporating Uncertainty and Time Discounting When Calculating Offset Ratios for Impacted Habitat. *Restoration Ecology*, 17(4), 470–478.
- Morgan, R. 2012. Environmental impact assessment: the state of the Art. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30(1), 5–14.
- Morgan, R. 2002. *Environmental Impact Assessment*. A methodological perspective. Kluwer (https://books.google.ee/books?id=2ehQHkg6iloC&pg=PA296&lpg=PA296&dq=Morgan+Environmental+impact+assessment&source=bl&ots=sitdA0kOif&sig=Wm7y19YPvw8lUJLUp7OI3UcnXYo&hl=et&sa=X&ved=0ahUKewiI9rOA8_jQAhXD-kywKHWgKD804ChDoAQgsMAE#v=onepage&q=Morgan%20Environmental%20impact%20assessment&f=false).
- Morrison-Saunders A., J. Pope, J. Gunn, A. Bond & F. Retief. 2014. Strengthening impact assessment: a call for integrating and focus. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 32(1), 2–8.
- Morrison-Saunders, A. & B. Sadler. 2010. The art and science of impact assessment: results of a survey of IAIA members. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 28(1), 77–82.

- Morrison-Saunders, A., R. Marshall & J. Arts. 2007. EIA Follow-Up. International Best Practice Principles. *IAIA Special Publication Series*, No. 6.
- Morrison-Saunders, A. & T. Fischer. 2006. What is wrong with EIA and SEA anyway? Asceptic's perspective on sustainability assessment. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 8(1), 19–39.
- Morrison-Saunders, A. & J. Arts. 2004. *Exploring the Dimensions of EIA Follow-up*. 24th annual meeting of the International Association for Impact Assessment, 24.–30. aprill 2004, Vancouver, Canada ([http://www.iaia.org/pdf/IAIAMemberDocuments/Publications/Conference_Materials/IAIA04/PapersPDF/SN19.1-Morrison Saunders%20Exploring%20the%20dimensions%20of%20EIA%20Follow%20up.pdf](http://www.iaia.org/pdf/IAIAMemberDocuments/Publications/Conference_Materials/IAIA04/PapersPDF/SN19.1-Morrison%20Saunders%20Exploring%20the%20dimensions%20of%20EIA%20Follow%20up.pdf)).
- Musschenga, A. 2010. The epistemic value of intuitive moral judgements. *Philosophical Explorations*, 13(2), 113–128.
- Mustajoki, J., R. Hämäläinen & A. Salo. 2005. Decision Support by Interval SMART/SWING – Incorporating Imprecision in the SMART and SWING Method. *Decision Analysis*, 36(2), 317–339.
- National Assessment Guidelines for Dredging*. 2009. Commonwealth of Australia, Canberra.
- Neste, J. & T. Karjalainen. 2014. *MCDAs methods supporting transparency and public involvement in EIA*. IAIA conference 10. aprill 2014.
- Nikoo, M. R., R. Kerachian, S. Malakpour-Estaklari, S. Bashi-Azghadi & M. Azimi-Ghadikolaee. 2011. Aprobabilistic water quality index for river water quality assessment: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181, 465–478.
- Ninham Shand (2007). *Environmental Impact Assessment Process: Proposed Coal-Fired Power Station and Associated Infrastructure in the Witbank Area*. Report No: [4284/401281].
- OECD. 2013. *How's Life? 2013: Measuring Well-being*. OECD Publishing (<http://dx.doi.org/10.1787/9789264201392-en>).
- OCDE. 2006. *Willingness to Pay vs. Willingness to Accept*. Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments, 155–305. OECD Publishing (http://www.keepeek.com/Digital-Asset-Management/oecd/environment/cost-benefit-analysis-and-the-environment/willingness-to-pay-vs-willingness-to-accept_9789264010055-12-en#.WI9aRnemNmA#page1).
- O'Faircheallaigh, C. 2010. Public participation and environmental impact assesment: Purpose, implications, and lessons for public policy making. *Environmental Impact Assessment review*, 30, 19–27.
- O'Mullane, M. & G. Guliš. 2014. Health impact assessment. – Väljaandes: *Health in Impact Assessments: Opportunities not to be missed* (Fehr R., Viliani F., Nowacki J., Martuzzi M., toim-d). Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 89–110.
- Owens, S. 2000. „Engaging the public“: information and deliberation in environmental policy. *Environment and Planning A*, 32, 1141–1148.
- Palerm, J. & C. Aceves. 2004. Environmental impact assessment in Mexico: an analysis from a 'consolidating democracy' perspective. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 22(2), 99–108.
- Pastakia, C. M. R. & A. Jensen. 1998. The Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) for EIA. *Environmental Impact Assessment Review*, 18, 461–482.
- Paul, R. 1995. *Critical thinking*. Foundation for Critical Thinking. Santa Rosa, CA.
- Perdicoulis, A. & J. Glasson. 2006. Causal networks in EIA. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 553–569.
- Persson, J. 2006. Theoretical reflection on the connection between environmental assessment methods and conflicts. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 605–613.
- Peterlin, M., B. Kross & B. Konic. 2006. Information in an EIA process and the influence thereof on public opinion. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 8(2), 183–204.
- Petts, J. 2003. Barriers to Deliberative Participation in EIA: Learning from Waste Policies, Plans and Projects. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 5(3), 269–293.
- Petts, J. 1999. Public Participation and Environmental Impact Assessment. – Väljaandes: *Handbook of Environmental Impact Assessment*, vol 1. (Petts, J., toim), 145–173. Blackwell Science
- Pidgeon, N. & Beattie, J. 1998. The Psychology of Risk and Uncertainty. – Väljaandes: *Handbook of Environmental Risk Assessment and Management* (Callow, P., toim), 289–318.
- Poiman, L. 2005. *Eetika. Õiget ja väära avastamas*. Tallinn. Tartu Ülikooli Eetikakeskus.

- Pope, J., A. Bond, A. Morrison-Saunders & F. Retief. 2013. Advancing the theory and practice of impact assessment: Setting the research agenda. *Environmental Impact Assessment Review*, 41, 1–9.
- Principles and guidelines for social impact assessment in the USA. 2003 *Impact Assessment and Project Appraisal*, 21(3), 231–250.
- Pöder T. 2015. *Keskkonnamõju hindamine. Hindamiskäik ja ühildamine keskkonnamõju hindamisega*.
- Pöder, T. 2006. Evaluation of Environmental Aspects Significance in ISO 14001. *Environmental Management*, 37(5), 732–743.
- Pöder, T. 2005. *Keskkonnamõju ja keskkonnamõju hindamine*. Tallinn.
- Pöder, T. & T. Lukki. 2011. A critical review of Environmental Impact Statement evaluation tools. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 29(1), 27–36.
- Ramanathan, R. 2001. A note on the use of the analytic hierarchy process for environmental impact assessment. *Journal of Environmental Management*, 63, 27–35.
- Reinsalu, E. 2011. Kui kaugel karjäärast võivad kaevud kuivada? *Keskkonnatehnika*, 3, 21–23.
- Richardson, T. 2005. Environmental assessment and planning theory: four short stories about power, multiple rationality and ethics. *Environmental Impact Assessment Review*, 25, 341–365.
- Riigikontrolli aruanne Riigikogule. 2013. *Infosüsteemide pidamine ja arendamine Keskkonnaministeeriumi valitsemisalas*.
- Rippl, S. 2002. Cultural theory and risk perception: a proposal. – *Journal of Risk Research*, 5, 2, 147–165.
- Roast, S., Northing, N., Smart, R., Boxhall, A., Fishwick, S. & Ashton, A. 2007. *A review of models and methods for ecological risk assessment*. Science Report – SC030003/SR.
- Ronghua Wang, Jingwei Zhaob & Zhenyu Liu. 2016. Consensus in visual preferences: The effects of aesthetic quality and landscape types. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 210–217.
- Rodrigues, M., C. Montañés & N. Fueyo. 2010. A method for the assessment of the visual impact caused by the large-scale deployment of renewable-energy facilities. *Environmental Impact Assessment Review*, 30, 240–246.
- Ross, W., A. Morrison-Saunders & R. Mrshall. 2006. Common sense in environmental impact assessment: it is not as common as it should be. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 24(1), 3–22.
- Rytwinski, T., R. van der Ree, G. Cunnington, L. Fahrig, C. S. Findlay, J. Houlihan, J. Jaeger, K. Soanes & E. van der Grift. 2015. Experimental study designs to improve the evaluation of road mitigation measures for wildlife. *Journal of Environmental Management*, 154, 48–64.
- Saarikoski, H. 2000. Environmental impact assessment (EIA) as collaborative learning process. *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 681–700.
- Saaty, T. 2005. *Theory and Applications of the Analytic Network Process. Decision Making with Benefits, Opportunities, Costs, and Risks*. RWS Publications.
- Saaty, T. 1987. The Analytic Hierarchy Process – what it is and how it is used. *Mathematical Modelling*, 9(3–5), 161–176.
- Sall, M., M. Uustal & K. Peterson. 2012. *Ökosüsteemiteenused. Ülevaade looduse pakutavatest hüvedest ja nende rahalisest väärtusest*. SEI-Tallinna väljaanne nr 18.
- Sandham, L., A. van Heerden, C. Jones, F. Retief & A. Morrison-Saunders. 2013. Does enhanced regulation improve EIA report quality? Lessons from South Africa. *Environmental Impact Assessment Review*, 38, 155–162.
- Scottish Natural Heritage. 2013. *A handbook on environmental impact assessment. Guidance for Competent Authorities, Consultees and others involved in the Environmental Impact Assessment Process in Scotland*. 4th ed. Natural Heritage Management.
- Sheate, W. 2003. EIA: there's life in the old dog yet – response to Benson. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 21(4), 273–275.
- Sheate, W., H. Byron, S. Stagg & L. Cooper. 2005. *The Relationship between the EIA and Sea Directives*. Final Report to the European Commission
- Sippe, R. 1999. Criteria and standards for assessing significant impact. – *Väljaandes: Handbook of environmental impact assessment*, vol. 1 (Petts J., toim). 74–92. Blackwell Science.
- Slovic, P. & E. Peters. 2006. *Risk perception and affect*. Current directions in psychological science, 15. 322 (<http://cdp.sagepub.com/content/15/6/322>).

- Slovic, P., E. Peters, D. MacGregor & M. Finucane. 2005. Affect, Risk, and Decision Making. *Health Psychology*, 24(4) (Suppl.), S35–S40.
- Slovic, P., M. Finucane, E. Peters & D. MacGregor. 2003. *Risk as Analysis and Risk as Feelings: Some Thoughts about Affect, Reason, Risk, and Rationality*. Paper presented at the National Cancer Institute workshop on Conceptualizing and Measuring Risk Perceptions, Washington, D.C., February 13-14.
- Slovic, P., J. Monahan & D. MacGregor. 2000. Violence Risk Assessment and Risk Communication: The Effects of Using Actual Cases, Providing Instruction, and Employing Probability Versus Frequency Formats. *Law and Human Behavior*, 24(3), 271–296.
- Slootweg, R. & A. Kolhoff. 2003. A generic approach to integrate biodiversity considerations in screening, and scoping for EIA. *Environmental Impact Assessment Review*, 23, 657–681.
- Smart, D., T. Stojanovic & C. Warren. 2014. Is EIA part of the wind power planning problem? *Environmental Impact Assessment Review*, 49, 13–23.
- Snell T. & R. Cowell. 2006. Scoping in environmental impact assessment: Balancing precaution and efficiency? *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 359–376.
- Solnes, J. 2003. Environmental quality indexing of large industrial development alternatives using AHP. *Environmental Impact Assessment Review*, 23, 283–303.
- Stantec Consulting Ltd. 2013. Sasol Canada Holding Limited. Canada Gas-to-Liquids Project EIA, vol 2. http://www.sasolcanada.com/wp-content/uploads/app/Documents/Volume%202/Sasol%20GTL%20Project_Volume%202_Environmental%20Impact%20Assessment.pdf.
- Steele, K., Y. Carmel, J. Cross, C. Wilcox. 2009. Uses and Misuses of Multicriteria Decision Analysis (MCDA) in Environmental Decision Making. *Risk Analysis*, 29(1), 26–33.
- Steinemann, A. 2001. Improving alternatives for environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment review*, 21, 3–21.
- Steinemann, A. 2000. Rethinking human health impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 627–645.
- Stewart, J. & J. Sinclair. 2007. Meaningful public participation in environmental assessment: perspectives from Canadian participants, proponents, and government. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 9(2), 161–183.
- Stolp, A., W. Groen, J. van Vliet & F. Vanclay. 2002. Citizen values assessment: incorporating citizens' value judgements in environmental impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 20(1), 11–23.
- Storey, K. & B. Noble. 2005. Socio-economic effects monitoring: toward improvements informed by bio-physical effects monitoring. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 23(3), 210–214.
- Söderman, T. 2005. Treatment of biodiversity issues on Finnish environmental impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 22(2), 87–99.
- Tang, S.-Y., C.-P. Tang & C. W.-H. Lo 2005. Public Participation and Environmental Impact Assessment in Mainland China and Taiwan: Political Foundations of Environmental Management. *The Journal of Development Studies*, 41(1), 1–32.
- Tardieu, L., S. Roussel, J. Thompson, D. Labarraque & J.-M. Salles. 2015. Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction. *Journal of Environmental Management*, 152, 145–157.
- Tetsuya Kamijoa & Guangwei Huang. 2016. Improving the quality of environmental impacts assessment reports: effectiveness of alternatives analysis and public involvement in JICA supported projects. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 34(2), 143–151.
- Treweek, Jo. 1999. *Ecological impact assessment*. Blackwell Science.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. *Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum*. Aruanne MSFD artikkel 9 ja 10 nõuete täitmiseks.
- Twigg, L., T. Lowe, G. Martin, A. Wheeler, G. Gray, S. Griffin, C. O'Reilly, D. Robinson & P. Hubach. 2000. Effects of surgically imposed sterility on free-ranging rabbit population. *Journal of Applied Ecology*, 37(1), 16–39.
- UNECE (The United Nations Economic Commission for Europe). 2006. *Guidance on Public Participation in Environmental Impact Assessment in a Transboundary Context*. ECE/MP.EIA/7. UN.

- UNECE (The United Nations Economic Commission for Europe). 2015. *Fourth review of implementation of the Convention on Environmental Impact Assessment in a Transboundary Context (2010–2012)*.
- US EPA. 2003. *Framework for Cumulative Risk Assessment*. EPA/630/P-02/001F.
- US EPA. 1993. *Principles of Environmental Assessment*. An International Training Course
- US Department of Transportation. 2015. *Guidelines for the Visual Impact Assessment of Highway Projects* (https://www.environment.fhwa.dot.gov/guidebook/documents/VIA_Guidelines_for_Highway_Projects.pdf).
- Vaarmari, K., E. Saunanen & S. Vahtrus. 2011. *Ajaloolised looduslikud pühapaigad. Õiguslik kaitstus ja selle edasised võimalused*. Keskkonnaõiguse Keskus.
- Vagiona, D. & N. Karanikolas. 2012. A multicriteria approach to evaluate offshore wind farms siting in Greece. *Global NEST Journal*, 14(2), 235–243.
- van der Horst, D. 2007. NIMBY or not? Exploring the relevance of location and the politics of voiced opinions in renewable energy siting controversies. *Energy Policy*, 35, 2705–2714.
- Vanclay, F., A. Esteves, I. Aucamp & D. Franks. 2015. *Social Impact Assessment: Guidance for assessing and managing the social impacts of projects*. IAIA.
- Vanclay, F. 2004. The triple bottom line and impact assessment: how do TBL, EIA, SIA, SEA and EMS relate to each other? *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 6(3), 265–288.
- Verš, V., K. Heinma, A. Noorvee, E. Pöldvere, H. Kalle & K. Keert. 2013/2014. *Keskkonnamõju hindamise (KMH/KSH) järelhindamise süsteem*. MTÜ Eesti Keskkonnamõju Hindajate Ühing.
- 2 A. & J. Puig. 2010. Ecological compensation and Environmental Impact Assessment in Spain. *Environmental Impact Assessment Review*, 30, 357–362.
- Walker, L. & J. Johnston. 1999. *Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions*. EC DG XI (<http://ec.europa.eu/environment/archives/eia/eia-studies-and-reports/pdf/guidel.pdf>).
- Webler, T. & S. Tuler. 2001. What Is a Good Public Participation Process? Five Perspectives from the Public. *Environmental Management*, 27(3), 435–450.
- Wesselink, A., J. Paavola & F. Ortwin Renn. 2011. Rationales for public participation in environmental policy and governance: practitioners' perspectives. *Environment and Planning – A*, 43(11), 2688–2704.
- Weston, J. 2010. EIA theories — all Chinese whispers and no critical theory. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 12(4), 357–374.
- Weston, J. 2000. EIA, Decision-making theory and Screening and Scoping in UK Practice. *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(2), 185–203.
- Weston, J. 2006. Common sense in environmental impact assessment – it cannot be avoided. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 24(1), 12–14.
- Whitaker, R. 2007. Criticisms of the Analytic Hierarchy Process: Why they often make no sense. *Mathematical and Computer Modelling*, 46, 948–961.
- Wicklund, H. 2011. Why high participatory ideals fail in practice: a bottom-up approach to public nonparticipation in EIA. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 13(2), 159–178.
- Wolsink, M. 2000. Wind power and the NIMBY-myth: institutional capacity and the limited significance of public support. *Renewable Energy*, 21, 49–64.
- Wood, C., B. Dipper & C. Jones. 2000. Auditing the Assessment of the Environmental Impacts of Planning Projects. *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(1), 23–47.
- Wroczynski, R., M. Soika & K. Pyszny. 2016. The application of GIS and 3D graphic software to visual impact assessment of wind turbines. *Renewable Energy*, 96, 625–635.
- Wüstenhagen, R., M. Wolsink & M. Bürer. 2007. Social acceptance of renewable energy innovation: An introduction to the concept. *Energy Policy*, 35, 2683–2691.
- Yaoqi Zhang & Yiqing Li. 2005. Valuing or pricing natural and environmental resources? *Environmental Science & Policy*, 8, 179–186.
- Ympäristövaikutusten arviointi tiehankkeiden suunnittelussa*, 2009. Tiehallinto, Helsinki.
- Yunna Wu, Shuai Geng. 2014. Multi-criteria decision making on selection of solar–wind hybrid power station location: A case of China. *Energy Conversion and Management*, 81, 527–533.

Zietsman, J. 2006. Transportation corridor decision-making with multi-attribute utility theory. *International Journal of Management and Decision Making*, 7(2/3), 254–266.

Zhou, Y., S. Hallis, T. Vitko & I. Suffet. 2016. Identification, quantification and treatment of fecal odors released into the air at two wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 180, 257–263.

Zhuang Yanhua, Hong Song, Lin Hongyan & Niu Beibei. 2011. Global Environmental Impact Assessment Research Trends (1973–2009). *Proceedia Environmental Sciences*, 11, 1499–1507.

Õigusaktid

Direktiiv 92/43/EMÜ. Nõukogu direktiiv looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:31992L0043&from=ET>).

Direktiiv 2012/18/EL. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 04.07.2012, ohtlike ainetega seotud suurõnnetuse ohu ohjeldamise ning nõukogu direktiivi 96/82/EU muutmise ja hilisema kehtetuks tunnistamise kohta (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012L0018&from=ET>).

Euroopa Parlamendi ja Nõukogu määrus (EÜ) nr 1221/2009 organisatsioonide vabatahtliku osalemise kohta ühenduse keskkonnanjuhtimis-auditeerimissüsteemis (EMAS) (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:342:0001:0045:et:PDF>).

Direktiiv 85/337/EMÜ. Nõukogu direktiiv 27.06.1985, teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõju hindamise kohta (http://www.envir.ee/sites/default/files/endir85337_est.pdf).

Direktiiv 2011/92/EL. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 13.12.2011, teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõju hindamise kohta (kodifitseeritud tekst) (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:026:0001:0021:ET:PDF>).

Direktiiv 2014/52/EL. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 16.04.2014, millega muudetakse direktiivi 2011/92/EL teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõju hindamise kohta (<http://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2014/52/oj/est/pdfa1a>).

Direktiiv 2002/49/EÜ. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu Direktiiv 25.06.2002, mis on seotud keskkonnamüra hindamise ja kontrollimisega (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32002L0049&from=ET>).

Ehitusseadustik (RT I, 25.01.2017).

Euroopa Liidu lepingu ja Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon (2+10/C 83/01). (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=OJ:C:2010:083:FULL&from=ET>).

Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnanjuhtimissüsteemi seadus (RT I, 10.11.2016, 5).

Keskkonnaseadustiku üldosa seadus (RT I, 28.06.2016, 19).

Kiirgusseadus (RT, 28.06.2016, 2).

Haldusmenetluse seadus (RT I, 25.10.2016, 5).

Tööstusheite seadus (RT I, 05.07.2016, 23).

Keskkonnaregistri seadus (RT I, 08.07.2014, 18).

Keskkonnaseire seadus (RT I, 18.05.2016, 1).

Looduskaitse seadus (RT I, 05.04.2016, 4).

Veeseadus (RT I, 27.12.2016, 6).

Kemikaalseadus (RT I, 10.11.2015, 2).

Maapõu seadus (RT I, 05.07.2016, 20).

Avaliku teabe seadus (RT I, 06.01.2016, 7).

Vabariigi Valitsuse määrus. Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb anda keskkonnamõju hindamise vajalikkuse eelhindang, täpsustatud loetelu (RT I, 03.06.2015, 2).

Keskkonnaministri määrus. Keskkonnamõju hindamise litsentsi ja selle taotluse vormid (RT I, 26.05.2015, 3).

Keskkonnaministri määrus 28.07.2009 nr 44. Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord (RTL 2009, 64, 941).

