

TARTU ÜLIKOOL
ÕIGUSTEADUSKOND
RIIGI- JA HALDUSÕIGUSE ÕPPETOOL

Elina Saunanen

**PROPORTSIONAALSUSE PÕHIMÕTTE KOHALDAMINE
ETTEVÕTLUSVABADUSE PIIRAMISEL
KESKKONNA KAITSMISE EESMÄRGIL**

Magistritöö

Juhendaja: dr. iur H. Veinla

Tartu
2010

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Keskkonnakaitse ja ettevõtlusvabaduse tasakaal	11
1.1. Sissejuhatus	11
1.2. Keskkonnaga seotud väärtused ja huvid	13
1.2.1. Sissejuhatus	13
1.2.2. Keskkonna otsene ehk kasutamisväärtus	14
1.2.3. Keskkonna kaudne ehk eksisteerimisväärtus	15
1.2.4. Keskkonna iseväärtus	16
1.2.5. Keskkonnaga seotud huvid	18
1.3. Keskkonnaprobleemide omapära proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel	19
1.4. Ettevõtlusvabaduse piiramine	23
1.4.1. Ettevõtlusvabaduse piiramise võimalused keskkonna kaitsmisel	23
1.4.2. Keskkonnakaitse meetme seadmise proportsionaalne künnis	26
1.4.2.1. Keskkonnahäiring, -oht ja -risk	26
1.4.2.2. Keskkonnahäiring ja keskkonnakvaliteedi piirväärtus	33
1.4.3. Keskkonnakaitse meetme proportsionaalsuse hindamise etapid	36
1.4.3.1. Sissejuhatus	36
1.4.3.2. Meetme sobivus	36
1.4.3.3. Meetme vajalikkus	39
1.4.3.4. Meetme proportsionaalsus <i>stricto sensu</i>	40
1.4.4. Piirangute kehtestamise kaalumine	42
1.4.4.1. Igaühekohustused ja käitaja kohustused	42
1.4.4.2. Huvide ja väärtuste tasakaalustamine	44
1.4.4.3. Kaalutlusõiguseta ja kaalutlusõigusega keskkonnaload	46
1.4.4.4. Avalikkuse roll huvide kaalumisel	48
1.4.5. Õigus puhtale keskkonnale proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel	49
1.4.5.1. Õigus teatud kvaliteedile vastavale keskkonnale	49
1.4.5.2. Keskkonnapõhiõiguse ja ettevõtlusvabaduse suhe	53
2. Proportsionaalsuse põhimõtte Euroopa Liidu keskkonnaõiguses	56
2.1. Piirangute kehtestamise künnis – keskkonnakvaliteedi piirväärtused ja hea keskkonnaseisund ning EL toimimise lepingust tulenevad eesmärgid ja piirangud	56
2.2. Kaudsed keskkonnakaitse meetmed ehk ettevaatusabinõud	60
2.3. Keskkonnaga seotud väärtuste ja Euroopa Liidu toimimise eesmärkide kaalumine Euroopa Kohtu praktikas	62
2.3.1. Sissejuhatus	62
2.3.2. Majanduskaalutlused ja inimese tervis	63
2.3.3. Majanduskaalutlused ja looduskaitse	65
2.3.4. Kaupade vaba liikumine ja keskkonnakaitse	67
2.3.5. Euroopa Kohtu praktika üldised tendentsid proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel	70
2.4. Keskkonnakaitsemeetmete proportsionaalsus keskkonnamõju hindamise ja Natura ala keskkonnamõju hindamise näidetel	73
2.4.1. Keskkonnamõju hindamine	73
2.4.1.1. Sissejuhatus	73
2.4.1.2. KMH algatamise või algatamata jätmise kaalumine	74

2.4.1.3. Alternatiivide kaalumine	78
2.4.1.4. KMH terviklikkus	79
2.4.2. <i>Natura ala keskkonnamõju hindamine</i>	82
Kokkuvõte	86
Applying the Principle of Proportionality to Restriction of Free Enterprise with the Objective to Protect the Environment	98
Resume	98
Kasutatud materjalid	109

Sissejuhatus

Keskkonnakaitse alased otsused piiravad sageli isikute põhiõigusi: ettevõtlusvabadust, omandiõigust, kaitsealal liikumisvabadust jne.¹ Käesolevas töös uuritakse proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamist ettevõtlusvabaduse piiramisel.

Keskkonda mõjutav ettevõtlus ja puhas keskkond saavad koos eksisteerida, kui nende vahel valitseb tasakaal. Eeskujuks võib siinkohal tuua tasakaalu, mis esineb looduses – ökosüsteem kui isereguleeruv tervik. Sarnase tasakaalu saab luua ka inimese ja keskkonna vahel. Ei saa nõuda, et inimene oma tegevusega keskkonda üldse ei mõjutaks. Sellisel juhul ei saaks lubada mingit ettevõtlust, sest paratamatult majandustegevus mõjutab ja kujundab keskkonda sõltuvalt tegevusalast ja selle ulatusest kas rohkem või vähem. Keskkond suudab mõjutustega toime tulla, kui neid kontrollitakse ja hoitakse teatud piirides.

Tasakaalu saavutamiseks on ettevõtlusele piirangute kehtestamine ja teatud juhtudel tegevuse keelamine enamasti paratamatu, kuid piirangud ja keelud peavad olema proportsionaalsed. Otsust tegev haldusorgan peab hindama, kas isiku huvi ja avalik huvi on omavahel tasakaalus ehk kas põhiõiguste kitsendused on proportsionaalsed.² Proportsionaalsuse põhimõtte on vahendiks, millega lahendatakse konflikte, kaaludes avalikku huvi ja erahuvi, mida võidakse otsusega kahjustada.³ Erinevate huvide kaalumine viitab haldusmenetluslikule kaalutusõigusele, mille eesmärgiks ongi proportsionaalse haldusotsuse tegemine.

Keskkonnakaitse ja majandustegevuse huvide kaalumisel ning nende vahelise proportsionaalse suhte leidmisel on vaja määratleda ettevõtja majandushuvi ja

¹ N. de Sadeleer. *Environmental Principles. From Political Slogans to Legal Rules*. Oxford University Press 2002, lk 291. Samas: Siiski ei ole keskkonnakaitse põhiõiguste suhtes alati piirav, vaid toetab nt õigust era- ja perekonnaelu puutumatusel olulise keskkonnamõjuga käitiste (nt keemiatehas, lennujaam jms) naabruses.

² RKPJKo 21.06.2004, 3-4-1-9-04, p 16.

³ N. de Sadeleer. 2002, lk 292.

keskkonnaga seotud erinevad väärtused ja huvid. Majanduspoliitiliselt liberaalse seisukoha järgi on oluline kaitsta eelkõige neid väärtusi, mis võimaldavad inimesel vabalt tegutseda, sest arvatakse, et heaolu on niimoodi kõigi ühiskonnaliikmete jaoks kõige paremini saavutatav.⁴ Heaolu ei saa seostada üksnes majanduskasvuga, sest puhas keskkond on samuti heaolu allikas, aga tavaliselt ei saavutata seda majandusarengu tulemusel, vaid pigem majandustegevuse piiramisel.

Eristatakse kolme keskkonnaga seotud väärtust: kasutamiseväärtus, eksisteerimisväärtus ja iseväärtus.⁵ Keskkonna kasutamiseväärtus tähendab materiaalselt kasu, mida inimene loodusest saab sellesse sekkudes või seda tarbides.⁶ Keskkonna eksisteerimisväärtus seisneb selles, et keskkonda peetakse inimese jaoks väärtuslikuks ilma sellesse otseselt sekkumata või seda kasutamata. Keskkonna iseväärtuse tunnustamine lähtub põhimõttest, et keskkond on väärtus iseenesest, olenemata selle kasulikkusest inimese jaoks. Keskkonna iseväärtus seisneb eelkõige kaitsealuste liikide elupaikade ja kasvukohtade puutumatus säilitamises.⁷ Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel tuleb iga keskkonnaga seotud väärtust kaaluda eraldi, sest keskkonna kasutamise eesmärgid ja keskkonnaga seotud huvid on väga erinevad ja sageli ka omavahel kollisioonis – nt looduskaitsealal või selle vahetus ümbruses on maavara kaevandamine reeglina keelatud.

Keskkonnakaitse on avalik huvi ja hea keskkonnaseisundi eest vastutab riik või kohalik omavalitsus. Füüsilisel isikul on võimalik nõuda riigilt või kohalikul omavalitsuselt keskkonnakaitseks meetmete võtmist või ettevõtjale meetmete rakendamise kohustuse panemist, kui puudutatakse isiku keskkonnaga seotud huvi ehk õigust puhtale keskkonnale.⁸ Õiguse puhtale keskkonnale ehk keskkonnapõhiõiguse sisuks on inimese õigus elada keskkonnas, mis vastab tema tervise- ja healuvajadustele.⁹ Õigus tervisele

⁴ M. Amos. *Põhiseaduse § 28 ratio legis. Riigi kohustuste ulatus igaihe tervise kaitsel*. Eesti Arst 2006; 85(12), lk 855.

⁵ K. Relve. Kas loodusel võib olla iseväärtus. Keskkonnaeetikast säästva ühiskonna eetikani, koost. A. Oja. Tallinn: Säästva Eesti Instituut 2003, lk 30-37. Viidatud: H. Veinla. Keskkonnaõigus. Tallinn 2005, lk 29.

⁶ H. Veinla. 2005, lk 29.

⁷ H. Veinla. 2005, lk 29-30.

⁸ RKKHo 28.02.2007, 3-3-1-86-06, p 16.

⁹ Keskkonnainfo kättesaadavuse ja keskkonnaasjade otsustamises üldsuse osalemise ning neis asjus kohtu poole pöördumise konventsiooni art 1. 6.06.2001. – RT II 2001, 18, 89. Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versiooni art 191 lg 1. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

on samas ka sotsiaalne põhiõigus¹⁰ ja Eesti põhiseaduse § 28 kaitsealas.¹¹ Eestis ei ole keskkonnapõhiõigus põhiseadusesse otsesõnu sätestatud, kuid põhiseaduse §ist 53 ja keskkonnainfo kättesaadavuse ja keskkonnaasjade otsustamises üldsuse osalemise ning neis asjus kohtu poole pöördumise konventsiooni (edaspidi *Arhusi konventsioon*) artiklist 1 võib sellise põhiõiguse tuletada.¹² Esimese astme kohus on keskkonnapõhiõigust sellisel viisil ka tunnustanud.¹³ Ettevõtlusvabadus kui põhiseaduslik õigus on reeglina erahuvi, kuigi selle võib teatud olukordades laiendada ka riigile, arvestades põhiseaduse § 9 lõikes 2 sätestatud.¹⁴

Ettevõtja majandushuvi ja keskkonnakaitsele lisandub avalikkuse huvi keskkonnavalomise menetluse käigu ja tulemuste vastu. Keskkonna alaste otsuste tegemisel on avalikkuse esindajatel menetluses osalemiseks kindel õiguslik alus¹⁵ ja oluline roll ettevõtja majandushuvi ja keskkonnakaitse huvi tasakaalustamisel, sest oma huvide kaitsmisel viitavad avalikkuse esindajad sageli keskkonnapõhiõigusele. Avalikkuse esindajad võivad haldusmenetluses osaleda ka ettevõtja majandushuvi poolel, kui see on neile kasulik, arvestades kohalikke olusid nt töökohtade loomisel. Seega mõjutavad avalikkuse esindajad keskkonna alaste otsuste tegemist ja proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamist kallutades pädevat haldusorganit otsustama kas keskkonnakaitse või ettevõtluse kasuks.

Proportsionaalsuse põhimõtte seondub keskkonnaõiguse olulise põhimõttega, milleks on säästev areng. Säästva arengu põhimõtte kohaselt peavad keskkond, majandus ja

¹⁰ Parandatud ja täiendatud Euroopa sotsiaalharta art 11. 31.05.2000. – RT II 2000, 15, 93.

¹¹ Eesti Vabariigi põhiseadus. 28.06.1992. – RT 1992, 26, 349; ... RT I 2007, 43, 311.

¹² Eesti Vabariigi põhiseadus. 28.06.1992. – RT 1992, 26, 349; ... RT I 2007, 43, 311. Keskkonnainfo kättesaadavuse ja keskkonnaasjade otsustamises üldsuse osalemise ning neis asjus kohtu poole pöördumise konventsioon. 6.06.2001. – RT II 2001, 18, 89.

¹³ Vt Tartu Halduskohtu otsus 14.05.2004, nr 3-96/04. Viidatud: Keskkonnaseadustiku üldosa kontseptsioon 2008. Kättesaadav arvutivõrgus:

<http://www.just.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=44910/Keskkonnaseadustiku+%FCldosa+seaduse+kontseptsioon.pdf>, 18.01.2010.

¹⁴ Eesti Vabariigi põhiseadus. 28.06.1992. – RT 1992, 26, 349; ... RT I 2007, 43, 311.

¹⁵ Keskkonnainfo kättesaadavuse ja keskkonnaasjade otsustamises üldsuse osalemise ning neis asjus kohtu poole pöördumise konventsioon. 6.06.2001. – RT II 2001, 18, 89. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2003/35/EÜ, milles sätestatakse üldsuse kaasamine teatavate keskkonnaga seotud kavade ja programmide koostamisse ning muudetakse nõukogu direktiive 85/337/EMÜ ja 96/61/EÜ seoses üldsuse kaasamisega ning õiguskaitse kättesaadavusega. 26.05.2003. – ELT L 156, 25.06.2003, lk 17.

sotsiaalne sfäär olema tasakaalus. Säästva arengu kontseptsioon esitati esmakordselt ÜRO Keskkonna Arengu ja Maailmakomisjoni 1987. a aruandes: „tänane majanduskasv ja inimeste heaolu suurenemine ei tohi toimuda järeltulevate põlvete ja keskkonna arvelt.”¹⁶ “Säästev areng on jätkuvalt maailma, Euroopa Liidu, Läänemere piirkonna ning Eesti poliitikate üks prioriteete. Säästev areng on sotsiaal-, majandus- ja keskkonnavaaldkonna pikaajaline sidus ja kooskõlaline arendamine, mille eesmärgiks on inimestele kõrge elukvaliteedi ning turvalise ja puhta elukeskkonna tagamine täna ja tulevikus.”¹⁷ Säästva arengu kontseptsioon on väga üldsõnaline ja deklaratiivne ning arvatavasti jääski poliitiliseks loosungiks, kui selle rakendamist ei toetaks proportsionaalsuse põhimõte. Proportsionaalsuse põhimõte kui õiguse üldpõhimõte võimaldab ellu viia säästva arengu eesmäärke, kui on vaja tasakaalustada erinevaid huvisid ja väärtuseid haldusotsuste tegemisel.

Negatiivse keskkonnamõju tähistamise kõige avaramaks mõisteks on keskkonnahäiring. Mitte igasuguseid keskkonnahäiringuid ei pea vähendama, vaid üksnes olulisi keskkonnahäiringuid, mis võivad kaasa tuua inimese tervise kahjustamise või keskkonnakahju. Euroopa Liidus ja liikmesriikides on keskkonna keemilisele, füüsikalisele või bioloogilisele näitajale kehtestatud piirväärtused, mida ei tohi inimese tervise ja keskkonna kaitsmise huvides ületada.¹⁸ Keskkonnakvaliteedi piirväärtused määravad inimese tervise ja keskkonna seisukohalt miinimum künnise, kuid arvestada tuleb ka kaugemate eesmärkidega, milleks on hea keskkonnaseisund tervikuna. Selleks on Euroopa Liidus kehtestatud eraldi piirväärtused lähtudes keskkonna kõrge kaitstuse taseme eesmärgist.¹⁹ Kaupade vaba liikumine ja keskkonna kvaliteedi kõrge tase seavad liikmesriikidele väljakutseid rakendatavate meetmete proportsionaalsuse osas.

¹⁶ Säästev areng. Keskkonnaministeeriumi koduleht. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.envir.ee/2853>, 14.05.2010.

¹⁷ Säästev areng. Keskkonnaministeeriumi koduleht. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.envir.ee/2853>, 14.05.2010. Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versiooni art 3 lg 3. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

¹⁸ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik art 2 p 35. 23.10.2000. EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1; ... ELT L 140, 5.06.2009, lk 114.

¹⁹ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versiooni art 191 lg 2. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

Kõiki keskkonnanahäiringuid ei saa arvuliselt normeerida ja keskkonnakaitse meetmeid tuleb rakendada ka juhtudel, kus keskkonnakvaliteedi piirväärtusi pole ületatud. Sellisel juhul saab lähtuda eksperthinnangust²⁰ ja lõpliku otsuse kujundab pädev haldusorgan lähtudes siseveendumusest.

Keskkonnakaitsemeetmete rakendamisel peab arvestama, et keskkonnaprobleemidel on teatud omapärad, milleks on eelkõige teaduslik ebakindlus. Teadus ei ole sageli võimeline piisava täpsusega ütleva, kas tegevusest lähtuv risk, et võib tekkida negatiivne tagajärg, on tõenäoline ja kui suure ulatusega selline tagajärg võib olla. Teadusliku ebakindluse kompenseerimiseks kohaldatakse keskkonnaõiguse üht keskset põhimõtet – ettevaatuspõhimõtet, mille kohaselt kui tegevus võib olla ohtlik inimeste tervisele või keskkonnale tuleb ettevaatusabinõusid rakendada isegi siis, kui põhjusliku seose aspektid ei ole teaduslikult täielikult tõestatud.²¹ Ettevaatuspõhimõtte sõnastused erinevad erialakirjanduses ja õigusaktides, kuid selle sisuks on alati meetmete võtmine keskkonnariski vähendamiseks teadusliku ebakindluse tingimustes. Sellisel juhul on vaja jälgida, et meetmed ei läheks kaugemale taotletavast eesmärgist ja oleksid vajalikud ning ka kitsamas mõttes proportsionaalsed. Proportsionaalsuse põhimõtte seab piirid ettevaatuspõhimõtte rakendamisele.

Lisaks teaduslikule ebakindlusele on keskkonnaprobleemidel veel teatud eripärad: saastus võib kanduda ühest keskkonnellemendist teise (nt pinnasest vette); keskkonna olulisel mõjutamisel võivad olla pöördumatud tagajärjed ehk mingit keskkonna osa kahjustades ei ole võimalik seda endisel kujul taastada; keskkonda mõjutava tegevuse ja keskkonnas avalduva tagajärje põhjusliku seose tuvastamise keerukus; keskkonna osad ei ole alati rahaliselt hinnatavad ja seega on keeruline hinnata keskkonnale avaldatava mõju, sh keskkonnakahju maksumust. Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamine on eeltoodud keskkonnaprobleemide iseärasustega piiratud ja see muudab põhimõtte kohaldamise keskkonna alaste otsuste tegemisel tavapärasest raskemaks.

²⁰ E. Lopman. Keskkonnakahju mõiste ja keskkonnakahju heastamine. Magistritöö. Tartu Ülikooli õigusteaduskond. Juhendaja: Dr Iur H. Veinla. 2006, lk 104.

²¹ Wingspread Statement on the Precautionary Principle 1998. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.gdrc.org/u-gov/precaution-3.html>, 27.05.2010.

Arvestades eeltoodud keskkonnaprobleemide omapära on käesoleva töö eesmärgiks teha kindlaks, kuidas kohaldub proportsionaalsuse põhimõtte ettevõtlusvabadusele keskkonnakaitsete piirangute seadmisel, arvestades keskkonnaga seotud erinevaid väärtusi ja huve ning ettevõtja majandushuvi.

Lähtudes töö eesmärgist püstitan kaks uurimishüpoteesi:

1. Ettevõtlusvabaduse ja keskkonnakaitse kollisiooni korral antakse rohkem kaalu keskkonnakaitsele.
2. Eeltoodud keskkonnaprobleemide omapära arvestatakse keskkonnakaitse meetme valikul ja proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel.

Esimeses peatükis analüüsin keskkonnakaitse ja ettevõtlusvabaduse suhet, uurides keskkonnaga seotud väärtuseid ja huve ning keskkonnaprobleemide omapära, et välja selgitada, milliste asjaoludega tuleb proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel ettevõtlusvabadusele piirangute seadmisel arvestada. Keskkonna väärtuse majanduslikku mõõtmise käesolevas töös ei süveneta, sest see väljub käesoleva töö ja õigusteaduse raamidest. Keskkonna majandusliku väärtuse hindamine on majandusteaduse uurimise eesmärgist. Käsitlen ettevõtlusvabadusele piirangute seadmise võimalusi, keskkonnakaitsemeetmete seadmise proportsionaalset künnist, meetme proportsionaalsuse hindamise etappe keskkonnakaitse kontekstis ja piirangute kehtestamise kaalumist keskkonda puudutavate haldusotsuste tegemisel.

Esimeses peatükis avan ka keskkonnapõhiõiguse sisu, sest huvide kaalumisel ja proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel on sellisel õigusel oluline osa. Inimesel on õigus tema tervise ja heaolu vajadustele vastavale keskkonnale, kuid see õigus on piiratud õigusega teatud kvaliteedile vastavale keskkonnale. Avalikkuse esindajad viitavad keskkonna alases haldusmenetluses oma huvide kaitsel väga sageli keskkonnapõhiõigusele.

Töö esimene peatükk on peamiselt teoreetiline ja keskendub erinevate huvide esiletoomisele ja väärtuste kaalumisele, kasutades selleks vastavaid praktilisi näiteid.

Töö teises peatükis analüüsin keskkonnakaitsemeetmete proportsionaalsust konkreetsetel juhtumitel. Uurin keskkonnakaitse meetmete proportsionaalsust Euroopa Liidu õiguse ja Euroopa Kohtu praktika näitel ning hindan ettevõtja suhtes rakendatavate kohustuste proportsionaalsust keskkonnamõju hindamise menetluse ja Natura ala keskkonnamõju hindamise menetluse näidetel.

Töö teine peatükk on proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamise praktiliste juhtumite analüüs.

Käesoleva töö kirjutamise ajendiks on eelkõige teema aktuaalsus. Majandussurutisest väljumisel pöördub ettevõtlus jälle kasvatendentsile. Euroopa Liidu õigus seab majandustegevusele olulisi kitsendusi, mida tuleb majandusarengul arvestada. Ettevõtluse ja keskkonnakaitse kollisioonid on Eestis sagedased ja vajavad lahendusi.

Käesoleva töö koostamisel olen kasutanud erialast kirjandust (N. de Sadeleer, L. Krämer, J. H. Jans, H. Veinla, K. Relve jt), vastavat normatiivmaterjali ja kohtupraktikat.

1. Keskkonnakaitse ja ettevõtlusvabaduse tasakaal

1.1. Sissejuhatus

Proportsionaalsuse põhimõtte keskkonnaõiguses kohaldamise paremaks mõistmiseks on pean vajalikuks selgitada selle põhimõtte haldusõiguslikku teoreetilist tausta.

Põhiõigusi võib samastada printsiipidega, sest nende puhul ei kehti samuti reegel, kas üks või teine.²² Kui õigusnormide puhul tuleb vastuolu korral üks õigusnorm kõrvale jätta, siis põhiõiguste kollisiooni korral seda teha ei saa, sest see tähendaks põhiõiguse mittetunnustamist ja see pole demokraatlikus õigusriigis vastuvõetav. Sama olukord on ka õiguse üldprintsiipidega, sest ei saa olla olukorda, kus nt õiguskindlust või õigusselgust ei rakendata. Nõustuda saab M. Triipaniga, kes leiab, et printsiipide ja põhiõiguste kohaldamisel tuleb järgida neid kõiki ja püüda leida optimaalne lahendus²³ ehk teisisõnu on küsimus printsiipide ja põhiõiguste kohaldamise ulatuses. Kollisiooni korral selgitatakse selline printsiipide ja põhiõiguste kohaldamise ulatus välja kaalumise teel²⁴, mis omakorda viitab sellele, et proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel kasutatakse haldusmenetluslikku kaalutusõigust.

Ka Riigikohus on asunud seisukohale, et proportsionaalsuse põhimõtte seondub haldusmenetlusliku kaalutusõigusega.²⁵ Haldusmenetluse seaduse § 4 järgi on kaalutusõigus haldusorganile antud volitus kaaluda otsuse tegemist või valida erinevate otsustuste vahel ning seda tuleb teostada kooskõlas volituse piiride, kaalutusõiguse eesmärgi ning õiguse üldpõhimõtetega, arvestades olulisi asjaolusid ning kaaludes põhjendatud huve.²⁶ Riigikohus märgib, et kaalutusõigus ei ole omaette eesmärk, vaid on vahendiks proportsionaalsuse põhimõtte rakendamisel.²⁷ Riigikohtu seisukohaga võib

²² R. Dworkin. *Taking Rights Seriously*. Cambridge: Harvard University Press, 1997, lk 22-28. Viidatud: M. Triipan. Proportsionaalsuse põhimõtte põhiõiguste kaitsel. Magistritöö. Juhendaja: Prof. K. Merusk. Tallinn/Tartu 2005, lk 13.

²³ M. Triipan. 2005, lk 13.

²⁴ R. Alexy. *Kollisioon ja kaalumine kui põhiõiguste dogmaatika põhiprobleemid*. *Juridica* 1/2001, lk 10.

²⁵ RKHKo 17.03.2003, 3-3-1-11-03, p 43; RKPJKo 21.06.2004, 3-4-1-9-04, p 16.

²⁶ Haldusmenetluse seadus. 06.06.2001. – RT I 2001, 58, 354; ... 2009, 27, 164.

²⁷ RKHKo 17.03.2003, 3-3-1-11-03, p 43.

nõustuda. Kaalutusõiguse eesmärgiks on välja selgitada erinevate huvide ja väärtuste proportsionaalne suhe ning tagada kollisiooni korral erinevate põhiõiguste arvestamine võimalikult suures ulatuses.

R. Alexy kirjutab järgmist: “Mõnel puhul leidub õigussüsteemis suhteliselt selgeid näpunäiteid, kuidas kaaluda. Paljudel puhkudel aga mitte. Siis tuleb langetada väärtushinnanguid, mida olemasolev õigussüsteem eelnevalt ei sisalda, vaid mis tuleb õiguse rakendajal sellele võimalikult ratsionaalsel viisil lisada”.²⁸ Keskkond on valdkond, milles kaalutusõiguse piirid ei ole alati selged ja sellisel juhul tuleb teha otsuseid lähtudes erinevatest väärtustest ja huvidest. Otsus sõltub kokkuleppes üksnes juhul, kui ei ohustata fundamentaalseid väärtusi, milleks on eelkõige inimese elu ja tervis, aga ka teatud osa loodusest, millel leitakse olevat eriline väärtus.

Saksa konstitutsioonikohus on leidnud, et põhiõiguste tõlgendamisel on diskursuse iseloom, milles ei tehta absoluutselt õigeid, spetsialistide seas kaheldamatuid avaldusi, vaid esitatakse põhjused, millele seatakse vastu teised põhjused ja lõpuks tehakse otsus tuginedes kaalukamatele põhjustele.²⁹

Seega on ühe või teise huvi või väärtuse kasuks otsustamise ja kaalumise aluseks argumentatsioon mõlema huvi või väärtuse kasuks, mille käigus selgitatakse välja need argumendid, mis osutuvad kaalukamaks. Teatud valdkondade (tervis, ohustatud liigid) ülekaal on määratud õiguse üldpõhimõtetega või õigusaktidega. Sellise kaalumise tulemus ei ole absoluutne tõde, vaid see jääbki edasiste diskussioonide esemeks, mille käigus analüüsitakse otsuses esitatud argumentatsiooni põhjalikkust ja veenvust. Ka käesolevas töös arendatakse diskursust proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel esitatud argumentide üle.

²⁸ R. Alexy. *Põhiõigused Eesti põhiseaduses*. Juridica 2001. Nr Eriväljaanne. Lk 5-96.

²⁹ *Entscheidungen des Bundesverfassungsgerichts* – Saksa Liidukonstitutsioonikohtu otsuste kogu 82. kd, lk 30 (38 j). Viidatud: R. Alexy. *Põhiõigused Eesti põhiseaduses*. Juridica 2001. Nr Eriväljaanne. Lk 5-96.

1.2. Keskkonnaga seotud väärtused ja huvid

1.2.1. Sissejuhatus

Keskkonna väärtustamise üheks aluseks on säästva arengu kontseptsioon. Säästva arengu põhimõtte kohaselt on vajalik keskkonnakaitse, sotsiaalse ja majandusliku arengu tasakaal. Majandus- ja sotsiaalne areng toimuvad iseenesestmõistetavana, sest mõlema põhjuseks ja liikumapanevaks jõuks on inimene ja need on enamiku inimeste väärtushinnangutes prioriteetsed valdkonnad. Majandus- ja sotsiaalne areng on tagatud põhiseaduslike õigustega ja poliitiliste kokkulepetega. Kuigi on leitud ka, et sotsiaalseid inimõigusi on ajalooliselt peetud ideoloogilise iseloomuga õigusteks, mis ei sobi kokku vaba turumajandusega.³⁰ Siia võib lisada, et ka keskkonnakaitset ja keskkonnapõhiõigust on peetud majandusarengut ja seega ühiskondlikku heaolu pidurdavaks valdkonnaks ja õiguseks, eriti arvestades keskkonnapõhiõiguse ja sotsiaalsete õiguste käesoleva töö sissejuhatuses kirjeldatud seoseid.

Kuigi turumajandus pakub küllaldaselt stiimuleid, et toota rohkem, ei paku see piisavalt tugevaid stiimuleid keskkonnaseisundi parandamiseks. Turumajanduse tingimustes püütakse toota autosid, mis võtavad vähem bensiini, kuid ei innustata tootma autosid, mis oleksid keskkonnasõbralikumad. Ettevõtjad leiavad küllaldaselt motivatsiooni, et võtta suuri äririske, kuid ei leia motivatsiooni keskkonna kvaliteedi parandamiseks.³¹

Keskkonnakaitse ei lähtu alati inimesest, sest keskkonda ei saa väärtustada üksnes inimese kaudu ja keskkonnal ei ole esmapilgul inimesega nii otseseid seoseid, kui majandusel või sotsiaalvaldkonnal. Tegelikult on puhas keskkond inimese jaoks sama oluline kui majanduslik või sotsiaalne areng, sest vaevalt soovib keegi elada keskkonnas, mis ei vasta tervise ja heaolu vajadustele.

³⁰ M. Amos. 2006, lk 855.

³¹ D. M. Driesen. *The Economic Dynamics of Environmental Law: Cost-Benefit Analysis, Emissions Trading, and Priority-Setting*. Boston College Environmental Affairs Law Review. Vol. 31:501 2004, lk 512.

Tavaliselt jagatakse keskkonnaväärtused kolmeks: otsene väärtus ehk kasutamiseväärtus, kaudne väärtus ehk eksisteerimisväärtus ja iseväärtus ehk sisemine väärtus.³²

1.2.2. Keskkonna otsene ehk kasutamiseväärtus

Keskkonna otsene ehk kasutamiseväärtus tähendab materiaalselt kasu, mida inimene loodusest saab sellesse sekkudes või seda tarbides.³³ Paljud tootjaid ja tarbijaid teevad otsuse keskkonnasäästlike käitumisvariantide kasuks eelkõige majanduslikku tulu silmas pidades.³⁴ Kõige tüüpilisem näide siinkohal on keskkonnajuhtimissüsteemid ISO ja EMAS, mida ettevõtjad soovivad rakendada konkurentsieeliste saamise eesmärgil üha “rohelisemaks” muutavas turumajanduses.

Keskkonda saab rahaliselt hinnata. Majandusteaduses kasutatakse selleks kõige levinumalt kulu-tulu analüüsi, mille taga on lihtne ja utilitaarne teooria – keskkonda sekkumise kulud ja hüved liidetakse ja selle tulemusena saadakse teada, kas sekkumisest mõjutatavate isikute heaolu kahaneb või kasvab. Sellist kulude ja hüvede summat arvestatakse üksnes rahas. Tegevuse mõju peaks tõstma kõigi heaolu vähendamata kellegi isiklikku heaolu. Praktikas see muidugi ei õnnestu ja seepärast rakendatakse nn optimaalsuse kriteeriumi – kui liidetud tulud kaaluvad üles liidetud kulud, siis peetakse sellist ettevõtmist sotsiaalselt kasulikuks.³⁵

Tulu-kulu analüüs ei võimalda siiski arvestada kõiki keskkonnaga seotud väärtuseid ja lisaks sellele on ka teisi keskkonna majandusliku hindamise meetodeid. Otsese väärtustamistehnika järgi hinnatakse valmisolekut maksta või valmisolekut aktsepteerida kompensatsiooni mingi keskkonna osa eest. On võimalik hinnata kaunist vaadet, lisades kinnisasjale rahalist väärtust; puhkuse veetmise paiga väärtust arvestatakse reisikuludes ehk kui palju ollakse nõus maksma mingisse looduskaunisse piirkonda sõitmiseks jne. Kaudse hindamise meetoditega arvutatakse kahju, mida põhjustab nt õhusaastus hoonetele, taimedele või inimese tervisele, arvestades hoonete ja taimede taastamise

³² K. Relve. 2003, lk 30-37. Viidatud: H. Veinla. 2005, lk 29

³³ H. Veinla. 2005, lk 29.

³⁴ H. Veinla. Sissejuhatus keskkonnaõigusesse. Juura, Õigusteabe AS 1998, lk 11.

³⁵ J. Connelly, G. Smith. Politics and the Environment. From theory to practice. Routledge 1999, lk 131.

kulusid, ravikulusid ja töölt puudunud aega. Kaudsete meetoditega arvestatakse ka saastuse ja keskkonnakahju vältimise kulusid.³⁶

J. Connelly ja G. Smith toovad esile keskkonna väärtuse majandusliku hindamise meetodite kasutamise peamise komistuskivi – teadusliku ebakindluse. Pole alati võimalik tuvastada, mis võib põhjustada tervisekahjustuse – kas mootorsõidukitest lähtuv saastus, mõne muu saasteallika poolt lähtuv saastus, eelnimetatud mõjud koos või mingi muu mõjutegur.³⁷

Keskkonna majandusliku hindamise puuduseks on veel asjaolu, et saastamise kulud ei kajastu toodete hindades.³⁸ Arvan, et toodete hinda on arvestatud saastetasud jm kulud, mida ettevõtja on pidanud tegema nt puhastusseadmete investeerimisse, kuid sageli ei arvestata mõju ega kahju, mida keskkonda viidud ained põhjustavad. Täieliku majandusliku väärtuse hindamisel arvestatakse keskkonna kasutamise- ja eksisteerimisväärtust ning valikuvõimaluse väärtust³⁹, aga mitte keskkonna iseväärtust.⁴⁰ Seega lähtub keskkonna majandusliku väärtustamise teooria üksnes inimesega seotud kasulikkusest ning rahalisest väärtusest ega võimalda välja selgitada keskkonna tegelikku väärtust.

1.2.3. Keskkonna kaudne ehk eksisteerimisväärtus

Keskkonna eksisteerimis- ehk kaudne väärtus tähendab keskkonna väärtustamist inimese jaoks keskkonda otseselt sekkumata või seda kasutamata. Keskkonna väärtus ei ole alati seotud tarbimise ja turustamisega, kuid selle hüved sisaldavad vee kvaliteeti, pinnase puhtust, meelelahutuslikku, hariduslikku, teaduslikku ja kultuurilist väärtust.⁴¹ Erinevate ökosüsteemide pakutavaid teenuseid on ka rahaliselt hinnatud ning leitud, et näiteks

³⁶ J. Connelly, G. Smith. 1999, lk 133-137.

³⁷ J. Connelly, G. Smith. 1999, lk 136.

³⁸ J. Connelly, G. Smith. 1999, lk 132.

³⁹ J. Connelly, G. Smith. 1999, lk 133.

⁴⁰ Vt käesoleva töö 1.2.4.

⁴¹ R. B. Primack. 1993, lk 203. Viidatud: E. Saunanen. "Bioloogilise mitmekesisuse säilitamise ja kaitse õiguslik regulatsioon". Bakalaureusetöö. Juhendaja: Mag Iur Hannes Veinla. Tartu 1999, lk 6.

jõgede lehtersuudmes asuv hektar pakub teenuseid ca 20 000 euro eest aastas võrrelduna põllumaa pakutava 77 euroga⁴², kuid sellised teenused ei ole otseselt tarbitavad ega kajastu toodete või teenuste turuhindades.

Eksisteerimisväärtust aitavad mõista ka eetilised argumendid, mis põhinevad üldtunnustatud religioossetel, filosoofilistel ja kultuurilistel väärtushinnangutel:

- 1) Inimene on osa loodusest, mitte “looduse kroon”. Inimesel on lahutamatu side loodusega ja ta on selle võrdne liige. See tähendab austavat suhtumist kaasliikide suhtes ja üldse kogu keskkonna suhtes.
- 2) Inimesed peavad vastutama oma tegevuse eest. Siinkohal kannab inimkond vastutust tuleviku ees mitte ainult loodusvarade säilitamise eest, vaid ka näiteks võimaluse eest näha looduses looduslikku looma.
- 3) Loodusel on spirituaalne ja esteetiline väärtus ja seda saab mõõta üksnes tunnetuslikult, kuid sellest saadud inspiratsiooni on filosoofid, poeedid, kirjanikud, kunstnikud ja heliloojad sageli kasutanud oma teoste loomisel.⁴³

Keskkonna eksisteerimisväärtusest lähtudes tuleks hinnata ka looduskauis kohas viibimist. Kuigi sellisesse kohta sõitmine on rahaliselt hinnatav, ei saa sealt saadavat kogemust majanduslikult mõõta. Looduses viibimisest saadud elamust saab väärtustada üksnes tunnetuslikult.

1.2.4. Keskkonna iseväärtus

Keskkonna iseväärtuse tunnustamine lähtub põhimõttest, et keskkond on väärtus iseenesest, olenemata selle kasulikkusest inimese jaoks. Keskkonda ei vaadelda sel juhul kui vahendit, vaid kui eesmärki.⁴⁴ Igal liigil on õigus eksisteerida. Kõik liigid on oma

⁴² Põhja-Euroopa loodus – bioloogiline mitmekesisus muutuv keskkonnas. Toimetajad: E.-L. Hallanaro, M. Pylväläinen, T. Randla. Kopenhaagen: Põhjamaade Ministrite Nõukogu, Nord 2001:15, 2002, lk 20-21. Viidatud: E. Lopman. Keskkonnakahju mõiste ja keskkonnakahju heastamine. Magistritöö. Tartu Ülikooli õigusteaduskond. Juhendaja: Dr Iur H. Veinla. 2006, lk 17.

⁴³ R. B. Primack. 1993, lk 240-246. Viidatud: E. Saunanen. “Bioloogilise mitmekesisuse säilitamise ja kaitse õiguslik regulatsioon”. Bakalaureusetöö. Juhendaja: Mag Iur Hannes Veinla. Tartu 1999, lk 7-8.

⁴⁴ H. Veinla 2005, lk 29-30.

olemuselt ainulaadsed ja osa terviklikust kooslusest ning omavad samasugust eluõigust nagu inimesedki.⁴⁵

Keskkonna iseväärtuse tunnustamine on leidnud tee rahvusvahelistesse lepingutesse ja ka siseriiklikusse õigusesse, milles kaitstakse üksnes keskkonda, otseselt inimese huve silmas pidades – eeskätt kaitstavad liigid ja nende elupaigad või kasvukohad⁴⁶, aga ka keskkond laiemalt, hõlmates kogu bioloogilist mitmekesisust.⁴⁷

Eetilises mõttes tulekski keskkonda hinnata tema enda pärast, otsest kasu silmas pidades ja selline seisukoht sõltub sellest, missugune on tänapäeva või tuleviku inimese väärtushinnang. Küsimuse üle, kas loodusel on oma, inimese püüetest ja kasutaotlustest sõltumatu väärtus, võib lõputult vaielda. Tõsiasjaks jääb paraku see, et ökosüsteemide rikkumine võib saatuslikuks saada ka inimkonnale.⁴⁸ Seeläbi avaldub keskkonna iseväärtuse seos inimesega.

Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel tuleb kaalumisel arvestada kõiki eeltoodud väärtusi eraldi, sest nende hindamise lähtekohad ja kriteeriumid on erinevad ning enamasti neil puudub ühismõõt. Kui keskkonna otsese või eksisteerimisväärtuse hindamisel lähtutakse selle kasulikkusest inimesele, siis iseväärtuse määramisel inimese tulu ei arvestata. Keskkonna iseväärtust ei saa hinnata majanduslike meetoditega ega rahasse ümber arvestada. Ka keskkonna eksisteerimisväärtusel puudub reeglina otsene rahaline mõõde. Looduses toimuvaid protsesse ei saa võrrelda majanduslike indikaatorite ja kriteeriumidega.⁴⁹

Keskkonnaga seotud väärtuste hindamisel tuleks arvestada nende eesmärki – kasutamist ja eksisteerimisväärtust seoses inimesega ja rahaliselt niivõrd kuivõrd see on võimalik eksisteerimisväärtuse puhul ja keskkonna iseväärtust tuleks hinnata

⁴⁵ R. B. Primack. 1993, lk 240. Viidatud: E. Saunanen. 1999, lk 7.

⁴⁶ Nt looduskaitseaduse § 29 keelab mistahes inimtegevuse ja isegi inimeste viibimise loodusreservaadis.

⁴⁷ Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon. 11.05.1994. – RT II 1994, 13, 41.

⁴⁸ P. Anttila, M. Ojanen, M. Puhakka, T. Vuorisuo, T. Frey. Globaalsed keskkonnaprobleemid. Eesti Loodusfoto 1996, lk 107.

⁴⁹ A. Holland. *Sustainability. A Companion to Environmental Philosophy*. Ed by D. Jamieson. Blackwell Publishers Ltd 2001, lk 397.

üksnes seoses keskkonna endaga ja mitterahaliselt. Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel saab ettevõtja majandushuvi võrrelda keskkonna kasutamise- ja eksisteerimisväärtusega, arvestades nende rahalist hinnatavust ning kasutades kulude ja tulude analüüsi, kuid keskkonna iseväärtuse puhul sellist ühismõõtu ei teki. Ühismõõduta ehk majanduslike ja mittemajanduslike väärtuste võrdlemisel ei saa kasutada kulude ja tulude analüüsi ning sellisel juhul peab pädev haldusorgan lähtuma siseveendumusest arvestades konkreetseid asjaolusid. Sellisel juhul on võiksid abiks olla ka loodusteaduse eksperthinnangud.⁵⁰ Majanduslikud ja mittemajanduslikud väärtused peaksid reeglina enne proportsionaalsuse hindamist asetsema võrdsel positsioonil, v.a inimese tervis või olulise tähtsusega kaitsealad, millel on majanduskaalutlustega võrreldes ülekaal juba enne hindamist.

1.2.5. Keskkonnaga seotud huvid

Arvestades keskkonnaga seotud väärtusi on ka keskkonnaga seotud huvid väga erinevad – osadele on keskkond majandusliku tulu allikas, osadele kaunis koht viibimiseks ja puhkamiseks. Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel peab arvestama ka keskkonnaga seotud erinevaid huve lisaks ettevõtja majandushuvile, mis keskkonnaga ei seondu. On neid, kes on huvitatud metsa raiumisest või maavara kaevandamisest, kuid on neid, kes soovivad metsas jalutada või nautida kaunist maastikku. Sellised keskkonnaga seotud huvid on tihti ka omavahel kollisioonis ning proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel tuleb kaaluda iga huvi eraldi.

Keskkonnaga seotud huvid ei ole ainult käesoleval, vaid ka tulevastel põlvkondadel. Selline huvide jaotumine kohustab käesolevat põlvkonda kasutama loodusvarasid säästlikult ja arvestama mitte üksnes selle põlvkonna vajadustega, vaid ka tulevaste põlvvedega. Loodusvarade kasutamise otsuste tegemisel on seega lisafaktor ja proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel tuleb ka sellega arvestada. N. Treich on väitnud põhjendatult, et tänased otsused ja teod mõjutavad järgnevate põlvkondade

⁵⁰ E. Lopman. Keskkonnakahju mõiste ja keskkonnakahju heastamine. Magistritöö. Tartu Ülikooli õigusteaduskond. Juhendaja: Dr Iur H. Veinla. 2006, lk 104.

heaolu mitte ainult sellega, et need võivad ahendada nende valikute vabadust, vaid ka sellega, et asetavad võimalike negatiivsete muutuste koorma tulevaste põlvkondade kanda.⁵¹

1.3. Keskkonnaprobleemide omapära proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel

Keskkonnaprobleemide omapäraks on eelkõige teaduslik ebakindlus. Teadus ei ole sageli võimeline piisava täpsusega ütleva, kas tegevusest lähtuv risk, et võib tekkida negatiivne tagajärg, on tõenäoline ja kui suure ulatusega selline tagajärg võib olla. Teaduslikke meetodeid kasutades võib üksnes oletada negatiivse tagajärje (keskkonnakahju, oluline keskkonnahäiring) tekkimise võimalikkust ja see muudab teaduse ebausaldusväärseks. Sellises olukorras on vaja sageli teha otsuseid tegevuse lubamiseks või keelamiseks. Otsuse tegemisel on vaja millelegi tugineda, kuna haldusotsuseid peab motiveerima. Peamiseks motiiviks on sellisel juhul inimese tervis, aga ka võimalik tagajärgede pöördumatus. Saastunud vm viisil kahjustatud ala või veekogu endist olukorda ei ole mõnikord võimalik taastada või on taastamine väga kulukas ja aeganõudev.

Keskkonna valdkonnas muudab otsustamise raskeks asjaolu, et isegi sama tüüpi ökosüsteemid (nt jõgikonnad) ei ole omavahel võrreldavad, sest ökosüsteemid on väga keerukad ja neis on palju muutuvaid asjaolusid.⁵² Sellepärast ei saa kasutada ühele ökosüsteemile toimunud mõjutuse tulemusi teises ökosüsteemis. Iga ökosüsteemi tuleb hinnata individuaalselt. Kavandatavat tegevust ei ole võimalik täies ulatuses modelleerida. See tähendab, et tuleb kasutada olemasolevaid teadmisi ja konkreetses piirkonnas saab kavandatava tegevuse mõju vaid oletada, mis muudab otsustamise väga

⁵¹ N. Treich. What is the Economic Meaning of the Precautionary Principle? – The Geneva Papers on Risk and Insurance 2001, Vol. 26, No. 3, lk 337; Viidatud: H. Veinla. 2005, lk 143.

⁵² C. F. Jordan and C. Miller. *Scientific Uncertainty as a Constraint to Environmental Problem-Solving: Large-Scale Ecosystems*. Scientific Uncertainty and Environmental Problem-Solving. Ed by J. Lemons. Blackwell Science, Inc. 1996, lk 101. Osaliselt vabalt kättesaadav arvutivõrgus: http://books.google.ee/books?id=SjayHztX8mUC&pg=PA113&lpg=PA113&dq=proportionality+%22scientific+uncertainty%22&source=bl&ots=RQzHj_4ODi&sig=C2PofRjXMXrPNTqalP1UaLpzLL4&hl=et&ei=gvtas5WvNNS7jAeF4uyeAg&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=1&ved=0CAYQ6AEwADgK#v=onepage&q=&f=false, 23.01.2010.

keeruliseks. Sellepärast lähtutakse otsuste tegemisel, kas lubada tegevust või mitte, mõistlikust kahtlusest, arvestades ettevaatuspõhimõtet.⁵³

Teadus peaks suutma luua seose väärtuste (tervis, puhas keskkond, majandustegevus) ja tegeliku olukorra (ohu olemasolu või puudumine) vahel ning suutma ühendada tunnetusliku arvamuse ja tegeliku kahju tekkimise tõenäosuse. Paraku ei suuda teadus anda absoluutset ja lõplikku teadmist, millele rajada tegevus või tegevusest hoidumine.⁵⁴

Teadusliku ebakindluse tingimustes on teadlased püüdnud ebakindlust vähendada modelleerimisega ehk ennustamisega. Kui teatud ökosüsteemis muuta teatud tingimusi (nt vähendada saastust või juhtida alale täiendavalt vett või kõrvaldada võõrliigid vms), siis kas selle ökosüsteemi seisund võiks sellisel juhul paraneda. Selline tegevuskava koostatakse tavaliselt keskkonnastatuse korral ökosüsteemile tekitatud kahju heastamiseks. Heastamine seisneb eeskätt endise olukorra taastamises. Sellise tegevuse puudusteks on asjaolud, et ökosüsteemi käitumist ühel või teisel heastamise meetodil ei ole võimalik täielikult ette ennustada. Selline modelleerimine võtab päris palju aega ja see võib ökosüsteemi seisukorda veelgi halvendada, kui heastamise meetmetega viivitatakse.⁵⁵ Samuti ei ole täpselt teada, milline oli algne olukord, sest liikide ja elupaigatüüpide kohta puudub sageli nende loomulikke muudatusi kajastav informatsioon, tihti ei ole väga kindlaid andmeid liigi arvukuse kohta teatud elupaigas.⁵⁶ Teadlased peaksid tunnistama, et teadus ei suuda vastata kõigile küsimustele ja et teaduslik lähenemine keskkonnaprobleemidele on paratamatult piiratud.⁵⁷

Teaduslikul ebakindlusel on erinevad astmed: risk, ebakindlus ja teadmatus. Esimesel juhul on tegevuse tagajärg teada ja tõendeid selle ilmnemise kohta on piisavalt, teisel juhul on tagajärg teada, kuid pole piisavalt tõendeid selle ilmnemise tõenäosuse kohta.

⁵³ C. F. Jordan and C. Miller. 1996, lk 101.

⁵⁴ V. R. Baker. *Uncertainty and tolerance in science and decisionmaking*. Arizona Journal of International and Comparative Law. 1992. Vol 9, no 1. lk 257-258.

⁵⁵ C. F. Jordan and C. Miller. 1996, lk 110-111.

⁵⁶ E. Lopman. Keskkonnakahju mõiste ja keskkonnakahju heastamine. Magistritöö. Tartu Ülikooli õigusteaduskond. Juhendaja: Dr Iur H. Veinla. 2006. lk 37.

⁵⁷ J.R. Ravetz. The merger of knowledge with power. 1990. Viidatud: C. F. Jordan and C. Miller. 1996, lk 115.

Teadmatuse korral pole täpselt teada ei tagajärg ega selle esinemise tõenäosus.⁵⁸ Teadmatusega kui spekulatiivse ohuga keskkonnaõigus reeglina ei tegele.⁵⁹

Looduskeskkonnakahjustamisel võivad olla pöördumatud tagajärjed. Teadusliku ebakindlusega varjatud potentsiaalsete pöördumatute tagajärgede korral on alati vaja jätta tagasitee. Ebakindluse korral oleks ilmselt kasulik jätta mõni tegevus arendamata ja oodata uusi teadmisi tagajärgede kohta. Seega on mittearendamisel oma väärtus, mida N. Treich nimetab valikuvõimaluse väärtus ehk *option value*.⁶⁰

Otsuse tegemisel on arvestatavaks faktoriks keskkonnale avaldatava mõju kumulatiivsus. Põhjuslikud seosed on keskkonnas väga keerukad ja enamasti ei ole ühel põhjusel üks tagajärg. Paljude ainete mõju keskkonnale ei ole teada käsitledes neid aineid üksikult, rääkimata nende ainete koosmõjust. Tegevuse tagajärjed avalduvad keskkonnale sageli väga pika aja pärast (aastad, aastakümned, isegi veel hiljem).⁶¹ Mitme mõju koosmõju ehk kumulatiivsust on üldiselt võimalik tuvastada ja keskkonnalubade andmisel saab sellega arvestada.

Inimese tervist ja sageli ka keskkonda ei saa rahaliselt ega koguseliselt hinnata. Ei ole võimalik objektiivselt võrrelda keskkonna või inimese tervise hüvesid nende rahalise maksumusega või asjade kogusega. Need on ühismõõduta nagu puhas vesi on ühismõõduta võrreldes riietega või nagu puhas õhk on ühismõõduta võrreldes ühe kilo teraviljaga. Asju saab omavahel võrrelda, kui neil on ühismõõt. See tähendaks antud kontekstis hinnata keskkonda või tervist rahaliselt.⁶² Kaunist maastikku ega tervist ei ole võimalik rahaliselt hinnata. Seega kui keegi teeb otsuse, võrreldes ühismõõduta asju, siis

⁵⁸ A. Holdway. *Reducing Uncertainty: The Need to Clarify the Key Elements of the Precautionary Principle*. Consilience: The Journal of Sustainable Development. Issue One, Online Spring 2008, lk 6. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://consiliencejournal.readux.org/wp-content/uploads/2008/02/02112008-holdway-reducing-uncertainty.pdf>, 19.05.2010.

⁵⁹ H. Veinla. 2005, lk 57.

⁶⁰ N. Treich. 2001, lk 337; Viidatud: H. Veinla. 2005, lk 142.

⁶¹ K. Relve. *Füüsiliste isikute subjektiivne avalik õigus ja põhjendatud huvi keskkonnaasjades*. *Juridica I/2004*, lk 26.

⁶² J. Corkin. *Legitimising Regulatory Production Under Conditions of Scientific Uncertainty. The Role of the ECJ*. Lk 2. Kättesaadav internetis: http://aei.pitt.edu/724/01/C2W3_Corkin.pdf 23.01.2010.

selline otsus on paratamatult vastuoluline.⁶³ Nii majanduslikud- kui ka mittemajanduslikud väärtused on reaalsed, kuigi mittemajanduslikke väärtusi on sageli alahinnatud või isegi ignoreeritud, kui tuleb arvutada keskkonnale tekitatud kahju maksumust.⁶⁴

Arvestades asjaolu, et tervist ja sageli ka puhast keskkonda ei saa rahaliselt hinnata, on raske hinnata ka keskkonnale tekitatud kahju⁶⁵ maksumust. Sellepärast ei ole enamikes riikides kehtestatud kahju heastamiseks rahalist hüvitist, vaid on kohustus tekitatud kahju heastada ehk taastada algne keskkonnaseisund.⁶⁶ Kui kahju on pöördumatu ehk otsene heastamine ei ole võimalik, siis rakendatakse asendamismeetmeid, st heastamise meetmeid rakendatakse kahjustatud keskkonna osaga sarnase keskkonna osa suhtes, mida on võimalik viia samaväärsesse olukorda nagu oli kahjustatud piirkond enne kahju tekkimist. Alles siis, kui asendamismeetmeid ka ei saa mingil põhjusel rakendada, tuleb kõne alla rahaline hüvitis. Heastamise meetmete rakendamise kulud on rahaliselt hinnatavad. Keskkonnale tekitatud kahju hindamisel saab osaliselt kasutada majanduslikke meetodeid, kuid osaliselt ei ole see võimalik.

Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamine keskkonna alaste otsuste tegemisel on eeltoodud asjaoludega piiratud. Teaduslik ebakindlus peaks huvide kaalumisel andma kaalu juurde keskkonnakaitsele, sest eksida tohiks vaid suurema ohutuse suunas. Keskkonna suhtes ulatuslike pöördumatute kahjulike tagajärgede võimaluse korral, eriti kui selline võimalus on tuvastatud kindla ohuna, tuleks samuti tõlgendada keskkonnakaitse eelisena. Ettevõtjale keskkonnakaitse kohustuste panemisel ja meetmete võtmisel võib piirang tunduda ebaproportsionaalne, kuid arvestades keskkonnaprobleemide omapära, tuleb kasutada tavapärasest veidi rangemaid meetmeid. Nt kumulatiivsuse arvestamisel ei saa välisõhu saasteloaga lubada sellist saasteainete

⁶³ J. Corkin, lk 2.

⁶⁴ J. J. Czarnecki, A. K. Zahner. *The Utility of Non-Use Values in Natural Resource Damage Assessments*. Boston College Environmental Affairs Law Review. Vol. 32:509 2005, lk 511, 512

⁶⁵ Keskkonnale tekitatud kahju mõistet sisustan keskkonnastutuse seaduse § 2 lg 2 tähenduses: ebasoodne muutus keskkonna (elupaiga, liigi, kaitstava ala, vee või pinnase) kvaliteedis või hulgas või loodusvara poolt mõne teise loodusvara või avalikkuse heaks pakutava hüve kvaliteedi või hulga mõõdetav halvenemine (Keskkonnastutuse seaduse § 2 lg 2. 14.11.2007. – RT 2007, 62, 396; ... 2009, 49, 331.).

⁶⁶ E. Lopman. 2006, lk 95.

heitkogust, mis vastab täpselt välisõhu kvaliteedi piirväärtusele, vaid peab arvestama ka teisi keskkonda mõjutavaid tegureid koosmõjus uue loa taotleja kavandatava tegevuse keskkonnamõjuga. Ettearvamatuteks juhtumiteks tuleb jätta ka teatud varu, kui mingil põhjusel viiakse saasteaineid keskkonda tavapärasest rohkem ja kõik see kokku tähendab ettevõtjale seaduses sätestatud normist rangemat piirangut.

Keskkonnakahju tuleks pigem vältida ja seega on otstarbekam investeerida kahju vältimise meetmetesse, kui tõenäoliselt kordi kulukamatesse kahju heastamise meetmetesse. Proportsionaalsuse seisukohalt on vältimise meetmete rakendamine enamikel juhtudel vähem koormav kui kahju heastamise meetmete rakendamine. Vältimismeetmete rakendamise kohustuse panemisel ettevõtjale keskkonnalooga tuleks seda asjaolu arvestada. Kui ettevõtja peab vältimismeedet kulukaks ja ebaproportsionaalseks, siis tuleks seda võrrelda võimaliku kahju heastamiseks rakendatavate meetmete koormavuse ja maksumusega.

Keskkonnaprobleemide omapära arvestamist proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel uurin käesolevas töös ka edaspidi ja seetõttu selles alapeatükis sellel pikemalt ei peatu.

1.4. Ettevõtlusvabaduse piiramine

1.4.1. Ettevõtlusvabaduse piiramise võimalused keskkonna kaitsmisel

Ettevõtluse mõistet on Eesti õiguskirjanduses käsitletud kui tulu saamise eesmärgil toimuvat tegevust.⁶⁷ Ettevõtlusvabaduse esemeline kaitseala hõlmab kõiki tegevusalasid ja elukutseid, mille puhul isik pakub enda nimel kaupu või teenuseid.⁶⁸

Käesolevas töös uuritakse põhiseaduse § 31 esemelise kaitseala riiveid. Ettevõtlusvabadus ei ole piiranguteta nagu nähtub põhiseaduse § 31 teisest lausest. Ettevõtlusele piirangute seadmine võib olla tingitud mitmest asjaolust: vajadusest kaitsta

⁶⁷ Eesti Vabariigi Põhiseadus. Kommenteeritud väljaanne. Juura, Õigusteabe AS 2002, lk 270.

⁶⁸ Eesti Vabariigi Põhiseadus. Kommenteeritud väljaanne. Juura, Õigusteabe AS 2002, lk 270.

inimeste tervist või keskkonda, avaliku korra tagamiseks vms. Ettevõtlusvabaduse piiramiseks piisab igast mõistlikust põhjusest, mis johtub avalikust huvist või teiste isikute õiguste ja vabaduste kaitse vajadusest, on kaalukas ning õiguspärane. Mida intensiivsem on ettevõtlusvabadusse sekkumine, seda mõjuvamad peavad olema põhjused.⁶⁹ Käesolevas töös uuritakse neid piiranguid, mida seatakse keskkonna ja inimese tervise kaitseks.

Proportsionaalsuse põhimõtte annab otsustajale kaalutuspiirid isiku põhiõigustesse, sh ettevõtlusvabadusse sekkumisel või selle piiramisel.⁷⁰ Riigikohus on leidnud: „Piirangute kehtestamisel tuleb jälgida, et need oleksid vajalikud demokraatlikus ühiskonnas ning kasutatud vahendid proportsionaalsed soovitud eesmärgiga. Piirangud ei tohi kahjustada seadusega kaitstud huvi või õigust rohkem, kui see normi legitiimse eesmärgiga on põhjendatav“.⁷¹ Üldjuhul on ettevõtlusvabadusse sekkumine materiaalselt õiguspärane siis, kui see on kooskõlas PS §-s 11 sätestatud nõuetega ja proportsionaalne ka kitsamas tähenduses.⁷²

Keskkonnaõiguse ja –majanduse alases kirjanduses taandub proportsionaalsus kahele põhiküsimusele:

- Milline on keskkonda viidavate ainete optimaalne tase?
- Kuidas saab õiguslikult kohustada järgima keskkonda viidavate ainete optimaalset taset?⁷³

Keskkonna mõjutamine ei piirdu ainult ainete viimisega keskkonda ehk keskkonna keemilise mõjutamisega, vaid see on oluliselt avaram, hõlmates ka keskkonna füüsilist mõjutamist, sh taime- ja loomaliikide ning nende elupaikade ja kasvukohtade (kokkuvõttes ökosüsteemide) mõjutamist. Jäätmete keskkonda viimine ei pruugi tekitada

⁶⁹ RKPJKo 10.05.2002, 3-4-1-3-02, p 14.

⁷⁰ J. Ueda and M. Andenas. Proportionality in EU environmental law, lk 1. Kättesaadav arvutivõrgus: http://wwwsoc.nii.ac.jp/eusa-japan/download/eusa_ap/paper_MadsAndenas_JunkoUeda.pdf, 23.01.2010.

⁷¹ RKPJKo 17.03.1999, 3-4-1-1-99, p 13.

⁷² RKPJKo 6.03.2002, 3-4-1-1-02, p 14.

⁷³ A. R. Germani. Environmental Law and Economics in U.S. and E.U.: A Common Ground? Discussion Paper. School of Oriental and African Studies. University of London 2004, lk 7. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.cefims.ac.uk/documents/research-34.pdf>, 12.05.2010.

kohe saastust⁷⁴, see võib olla lihtsalt häiriv, samuti ei pruugi liikide väljasuremist põhjustada ainult saastus, vaid ka elupaikade füüsiline mõjutamine või kaitstavate liikide isendite salaküttimine. Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel tuleb arvestada kõigi keskkonda mõjutavate tegevustega.

Ettevõtlusvabadusele keskkonnakaitseliste piirangute seadmisel kasutatakse kas sunni ja kontrolli ehk regulatiivset meetodit või majanduslikke meetodeid või nende kombinatsiooni. Regulatiivsete meetoditega piiratakse saasteainete keskkonda viimist või keelatakse teatud ainete emissioon täielikult. Samuti piiratakse või keelatakse ka teatud ainete kasutamist. Majanduslike meetoditega stimuleeritakse ettevõtjat keskkonnasõbralikult käituma sel viisil, et mida suurema keskkonnamõjuga tegevus, seda suuremate kuludega see on. Majanduslikeks meetoditeks on keskkonnatasud (ressursitasu ja saastetasu), pandisüsteem ja saasteainete heitkogustega kauplemine.⁷⁵

Keskkonnakaitseliste meetmete proportsionaalsust peab hindama ka siis, kui ettevõtja peab lisaks õigusaktides sätestatud rakendama ka omaalgatuslikke ettevaatusmeetmeid. Küsimus tekib, millisel tasemel omaalgatuslikku hoolsust on võimalik isikult nõuda. Isikult ei saa nõuda liigselt koormavate ja mittekoostavate meetmete rakendamist.⁷⁶ Näiteks ei saa söeküttega põhineva elektrijaama omanikult nõuda, et ta rakendaks gaasikütet, kui ettevõtja soovib oma tegevust laiendada. Seadmete ümberehitus oleks ebaproportsionaalselt kulukas võrreldes meetme vajalikkusega. Samas, kui riik soovib edendada keskkonnasõbralikumaid elektritootmist, siis võib ta kuulutada võitjaks pakkuja, kes soovib ehitada gaasiküttega põhinevat elektrijaama. Teine arendaja ei ole seotud olemasoleva kütise võimalustega ja saab investeerida uute seadmete ehitusse lihtsamalt, kui eksisteeriva kütise omanik.⁷⁷

⁷⁴ Saastuse ühtset definitsiooni kehtivas õiguses ei ole, käesolevas töös lähtun keskkonnaseadustiku üldosa seaduse eelnõu § 7 lõikes 5 sätestatud definitsioonist, mille kohaselt saastus on oluline ebasoodne muutus õhu, vee või pinnase kvaliteedis. Kättesaadav arvutivõrgus:

<http://www.just.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=43975/KSYS+120410.pdf>, 14.05.2010.

⁷⁵ J. Connelly, G. Smith. 1999, lk 160. H. Veinla. 2005, lk 232-235.

⁷⁶ H. Veinla. 2005, lk 136

⁷⁷ D. M. Driesen. *The Economic Dynamics of Environmental Law: Cost-Benefit Analysis, Emissions Trading, and Priority-Setting*. Boston College Environmental Affairs Law Review. Vol. 31:501 2004, lk 510.

Seega on oluline määratleda meetmete seadmise künnis, mis ei oleks ettevõtja jaoks ebamõistlikult koormav ning oleks kooskõlas normi legitiimse eesmärgiga, milleks on keskkonnakaitse.

1.4.2. Keskkonnakaitse meetme seadmise proportsionaalne künnis

1.4.2.1. Keskkonnahäiring, -oht ja -risk

Eesti kehtivas õiguses ei ole ühtset keskkonnahäiringu definitsiooni. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse eelnõu (edaspidi *KSÜSE*) § 3 lõikes 1 defineeritakse mõiste keskkonnahäiring: *keskkonnahäiring on inimtegevusega kaasnev negatiivne keskkonnamõju, sealhulgas keskkonna kaudu toimiv mõju inimese tervisele, heaolule või varale. Keskkonnahäiring võib olla ka negatiivne keskkonnamõju, mis ei ületa arvulist normi või on arvulise normiga reguleerimata.*⁷⁸ Praegu kasutatakse seda mõistet vaid jäätmeseaduses.⁷⁹ Keskkonnahäiring on kõige laiem mõiste ebasoodsa keskkonnamõju tähistamiseks hõlmates mõju nii arvulise normi piires, kui üle normi ja ka juhtumeid, kus selline norm puudub. Alati ei ole häiringu tähistamiseks normi kehtestatud, kuid normi puudumine ei tähenda, et sellist mõju ei tuleks õiguslikult reguleerida. Nt hais, tolm või müra, aerosoolide sisaldus õhus või jäätmete tuulega laialikandumine on tüüpilised "normeerimata" keskkonnahäiringud.⁸⁰ Oluline on tagada keskkonna kui terviku vähemalt teatud kvaliteedile vastavus ja sellel eesmärgil ei saa piirangute seadmisel lähtuda üksnes arvuliselt normeeritud näitajatest.

Ökosüsteemi jm füüsilise keskkonna (nt maastiku) kaitseks ja seisundi hindamiseks arvulisi norme reeglina ei kehtestata. Ökosüsteemi seisundi hindamisel näitavad tavaliselt indikaatorliigid, kas keskkonnas on toimunud ebasoodne muutus, mida tuleks vältida.⁸¹

⁷⁸ KSÜSE 2010. Kättesaadav arvutivõrgus:

<http://www.just.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=43975/KSYS+120410.pdf>, 14.05.2010.

⁷⁹ Jäätmeseaduse § 18. 28.01.2004. – RT I 2004, 9, 52; 2009, 62, 405

⁸⁰ KSÜSE seletuskiri 2010, lk 9-10. Kättesaadav arvutivõrgus:

<http://www.just.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=43976/KSYS+seletus+120410.pdf>, 14.05.2010.

⁸¹ Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määruse nr 44 "Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja

Keskkonna füüsilise seisundi osas on väga keeruline mingeid näitajaid kehtestada, kuid mõningaid näiteid võib selles osas tuua, mille osas oleks võimalik õiguslikult seada piirid, millest rohkem keskkonda füüsiliselt ei või mõjutada: loodusvara kasutusmäär, veetaseme alandamise ja tõstmise piirväärtus, vee liigvähendamise piirmäär, veekogu risustamise piirmäär, vaadete ja valguse sulgemise tingimused; kaitstava loodusobjekti rikkumise keeld; kaevandamisega rikutud maa pindala piirmäär, kaevandatud ala korrastamise tase.⁸²

Keskkonnahäiringud levivad õhu, vee või pinnase kaudu. Keskkonnahäiringuid on mitmesuguseid – on selliseid, mis keskkonda ja inimest oluliselt mõjutavad ja selliseid, millel ei ole märkimisväärset mõju. Kuna keskkonnahäiring on kõige avaram mõiste tähistamiseks ebasoodsat muutust keskkonnas, siis ei saa nõuda, et kõiki keskkonnahäiringuid tuleks vältida või vähendada. Keskkonnahäiringuid tuleb taluda, kui häiringu mõju keskkonnale ja inimesele on vähetähtis ja häiringu vähendamine nõuaks ettevõtjalt ebaproportsionaalsete, sh liiga kulukate meetmete rakendamist. Oluline on vältida sellise keskkonnahäiringu teket, mille tulemusena võivad keskkonnas tekkida pöördumatud muutused ja häiringuga põhjustatava kahju⁸³ heastamine võib osutuda võimatuks või väga kulukaks. Seega tuleks tegevusele piiranguid seada juba olulise keskkonnahäiringu tekkimise ohu staadiumis.

Oluline keskkonnahäiring on määratlemata õigusmõiste, mille peaks sisustama kohtupraktika. Olulist keskkonnahäiringut on seaduses väga raske lõplikult määratleda, kuid kindel on see, et olulist keskkonnahäiringut ei ole keegi kohustatud taluma, v.a väga erandlikel juhtudel, kui see ei mõjuta tervist. Eelkõige tuleks olulise keskkonnahäiringu tekkimist eeldada siis, kui ületatakse keskkonnakvaliteedi piirväärtusi ehk põhjustatakse saastus, põhjustatakse keskkonnakahju keskkonnastutuse tähenduses, põhjustatakse

seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord” § 25. – RTL 2009, 64, 941.

⁸² M. Metsur. Keskkonnaseadustiku eriosa kontseptsiooni tööversioon. 2009.

⁸³ Keskkonnale tekitatud kahju mõistan keskkonnastutuse seaduse § 2 lg 2 tähenduses: ebasoodne muutus keskkonna (elupaiga, liigi, kaitstava ala, vee või pinnase) kvaliteedis või hulgas või loodusvara poolt mõne teise loodusvara või avalikkuse heaks pakutava hüve kvaliteedi või hulga mõõdetav halvenemine. (Keskkonnastutuse seadus. 14.11.2007. – RT 2007, 62, 396; ... 2009, 49, 331.)

oluline keskkonnamõju keskkonnamõju hindamise tähenduses või oluline ebasoodne mõju Natura 2000 võrgustiku alale.⁸⁴

Saksa keskkonnaseadustiku üldosa 2007. a eelnõu § 2 lõike 1 punktis 2 eristatakse ohtu ja riski: *ohud inimestele või keskkonnale tuleb tõrjuda, riske inimeste või keskkonna jaoks tuleb ennetava tegevuse kaudu võimalikult suures ulatuses vältida või vähendada.*⁸⁵ Ohu korral on teada tegevuse kahjulik tagajärg ja selle saabumise osas on küllaldaselt tõendeid.⁸⁶ Seega on teaduslik kindlus piisavalt suur, et tegevust piirata või keelata. Sellisel juhul kohaldub vältimispõhimõte.⁸⁷ Risk on kahjuliku tagajärje ehk ohu realiseerumise tõenäosus.⁸⁸ Sellisel juhul on küll teada, milline võib olla tegevuse tagajärg, kuid selles osas pole selgunud veel lõplikke tõendeid⁸⁹ ehk oluliseks faktoriks on teaduslik ebakindlus tagajärje saabumise osas. Selliste hüpoteetiliste ohtude suhtes kohaldatakse ettevaatusmeetmeid.⁹⁰

Ohu ja riski mõisteid sisustatakse erinevates valdkondades erinevalt, käesolevas töös käsitletakse keskkonnaohtu ja keskkonnariski eeltoodud tähenduses.

Saksa 2007. a eelnõu kontseptsiooni on kasutatud ka KSÜSE ettevalmistamisel: *Keskkonnaoht on olulise keskkonnanäiringu tekkimise piisav tõenäosus (KSÜSE § 5). Keskkonnarisk on vähendamist vajava keskkonnanäiringu tekkimise võimalikkus (KSÜSE § 4).*⁹¹

⁸⁴ KSÜSE seletuskiri 2010, lk 12.

⁸⁵ Keskkonnaseadustiku esimese osa eelnõu seisuga 19.11.2007. Saksamaa Keskkonna, Looduskaitse ja Reaktorihutuse Ministeeriumi Keskkonnaseadustiku Projektirühm. Kättesaadav Justiitsministeeriumist. Tallinn 15191, Tõnismärgi 5a.

⁸⁶ A. Holdway. 2008, lk 6.

⁸⁷ H. Veinla. 2005, lk 56.

⁸⁸ Ühendkuningriikide Kuningliku Keemiaühingu Keskkonna, Tervise ja Ohutuse Komitee märgukiri keskkonnariski hindamise kohta. 29.04.2008, lk 1. Kättesaadav arvutivõrgus: http://www.rsc.org/images/Environmental_Risk_Assessment_tcm18-122341.pdf, 27.05.2010.

⁸⁹ A. Holdway. 2008, lk 6.

⁹⁰ H. Veinla. 2005, lk 56-57.

⁹¹ KSÜSE 2010.

KSÜSE järgi on keskkonnaohu puhul tegevuse negatiivne tagajärg ehk oluline keskkonnahäiring teada ja §-is 10 sätestatakse üheselt: *keskkonnaohtu tuleb vältida*.⁹² “Keskkonnaoht on aluseks tegevusest hoidumisele, tegevuse või toote keelamisele või piirangute kehtestamisele või tegevuseks kohustamisele sellise häiringu vältimiseks.”⁹³ Samas ei ole keskkonnaohu ja olulise keskkonnahäiringu vältimine absoluutne, sest KSÜSE § 10 teine lause sätestab: *Keskkonnaohtu või olulist keskkonnahäiringut tuleb taluda, kui tegevus on vajalik ülekaaluka huvi tagamiseks, puudub mõistlik alternatiiv ja keskkonnaohu või olulise keskkonnahäiringu vähendamiseks on võetud vajalikud meetmed*.⁹⁴ KSÜSE § 10 teises lauses väljendub proportsionaalsuse põhimõte, mis tasakaalustab olulise keskkonnahäiringu vältimise reeglit. Selle sätte kohaselt peavad kõik tingimused olema täidetud, et keskkonnaohu või keskkonnahäiringu talumist võiks lubada.

Keskkonnarisk on sellise negatiivse tagajärje saabumise tõenäosus, mille kohta puudub piisav teave, kas see üldse saabub ja millise ulatuse või mõjuga selline tagajärg olla võib. *Keskkonnariske tuleb kohaste ettevaatusmeetmete võtmisega võimalikult suurel määral vähendada*. (KSÜSE § 11 lg 1).⁹⁵ KSÜSE-s erineb keskkonnarisk ohust kahe aspekti poolest. Võrreldes keskkonnaohuga on keskkonnariski tunnuseks teaduslik ebakindlus. Negatiivse tagajärje saabumise tõenäosus ei ole täpselt teada, kuid selle võimalikkust ei saa välistada. Saabuda võiv negatiivne tagajärg ei pruugi olla nii oluline kui ohu puhul. Keskkonnariski tõrjumise künnis on madalam kui ohu puhul ja tõrjumise meetmed võivad olla vähem koormavad võrreldes ohu vältimise meetmetega. Keskkonnariske vähendatakse ettevaatusmeetmete võtmisega ja seejuures ei eeldata riski vähendamist nullini, vaid jäetakse võimalus taluda nn jääkriski.⁹⁶

Keskkonnariski vähendamisel kohaldatakse keskkonnaõiguse üht kesket põhimõtet – ettevaatuspõhimõtet ja selle kohaselt kui tegevus võib olla ohtlik inimeste tervisele või keskkonnale tuleb ettevaatusabinõusid rakendada isegi siis, kui põhjusliku seose aspektid

⁹² KSÜSE 2010.

⁹³ KSÜSE seletuskiri 2010, lk 12.

⁹⁴ KSÜSE 2010.

⁹⁵ KSÜSE 2010.

⁹⁶ KSÜSE seletuskiri 2010, lk 13.

ei ole teaduslikult täielikult tõestatud.⁹⁷ 1992. a Rio de Janeiro keskkonna ja arengu deklaratsioonis on sellele lisaks mainitud ka tõsise või pöördumatu tagajärje saabumise ohtu.⁹⁸ Ettevaatuspõhimõtte sõnastused erinevad erialakirjanduses ja õigusaktides, kuid põhimõtte sisuks on alati meetmete võtmine keskkonnariski vähendamiseks teadusliku ebakindluse tingimustes.

Rahvusvaheline Kemikaaliühenduste Nõukogu on seisukohal, et ettevaatuspõhimõtet tuleb rakendada ainult siis, kui riskianalüüsi käigus on tuvastatud tõsine või pöördumatu kahju tekkimise oht. Ettevaatuspõhimõtet ei peaks rakendama teoreetilise või ebamäärase ohu korral.⁹⁹ Tegemist on tootjate organisatsiooniga ning nende huviks on rakendada ettevaatusmeetmeid võimalikult väheses ulatuses. Tuleks arvestada, et teadus ei suuda anda lõplikku ja ammendavat vastust tegevuse keskkonnamõju kohta ja sellepärast tuleb kokkuvõttes arvestada kõiki potentsiaalseid tegureid, mis keskkonda võivad mõjutada. See, et täna ei ole mingite mõjude kohta teavet, ei anna alust kindlalt väita, et selliseid hüpoteetilisi mõjusid ehk riske ei eksisteeri.

Nt geneetiliselt muundatud organismide kohta ei ole teadlased üksmeelsel seisukohal, kas ja millisel määral nad mõjutavad keskkonda, kui neid sinna viia ning millised on mõjud inimese tervisele, kui tarbida geneetiliselt muundatud organisme sisaldavaid tooteid. Sellepärast on kehtestatud geneetiliselt muundatud organismide keskkonda viimiseks ja turustamiseks kehtestatud loakohustus ja sellele eelnev põhjaliku riskianalüüsi tegemise kohustus, et välja selgitada iga konkreetse geneetiliselt muundatud organismi mõju inimese tervisele ja keskkonnale enne kui see või seda sisaldav toode keskkonda või tarbijani jõuab.¹⁰⁰

⁹⁷ Wingspread Statement on the Precautionary Principle 1998. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.gdrc.org/u-gov/precaution-3.html>, 27.05.2010.

⁹⁸ Rio Declaration on Environment and Development. 1992. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.unep.org/Documents/Multilingual/Default.asp?documentid=78&articleid=1163>, 27.05.2010.

⁹⁹ International Council of Chemical Associations. ICCA comments on the application of the precautionary principle in regulatory decision-making. Kättesaadav arvutivõrgus: http://www.cefic.be/position/Icca/pp_ic028.htm 26.01.2010.

¹⁰⁰ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/18/EÜ geneetiliselt muundatud organismide tahtliku keskkonda viimise kohta ja nõukogu direktiivi 90/220/EMÜ kehtetuks tunnistamise kohta. 12.03.2001. – EÜT L 106, 17.04.2001, lk 1; ... ELT L 81, 20.03.2008, lk 45. Geneetiliselt

See meede ei pruugi olla sobiv, kui kunagi peaks selguma, et geneetiliselt muundatud organismidel ei ole keskkonnale ja inimese tervisele mingit mõju või pole märkimisväärset mõju, kuid seni, kuni selle osas puuduvad lõplikud tõendid, ei saa seda mõju välistada ja ettevaatusabinõusid rakendamata jätta. Arvestades teaduslikku ebakindlust ja sellest tulenevat riski ning asjaolu, et eksida võib üksnes suurema ohutuse suunas, on ettevaatusabinõude rakendamine ja selliste piirangute seadmine praegu vajalik kuni lõplike tõendite selgumiseni.

Ettevõtlusvabaduse aluseks on utilitaarne vaade, et tehnoloogia jm sellega kaasnevad hüved on head ja ühiskonnale üldiselt kasulikud arvestades majandustegevust, tööhõivet, elu kvaliteeti jms asjaolusid. Selliseid asju hinnatakse nii kõrgelt, et ollakse valmis võtma riske üldiselt või teatud elanikkonna hulga arvel. Suurem üldine heaolu justkui õigustaks väikese hulga inimeste riske või teatud riske, kuid tuleb arvestada, et ettevaatuspõhimõtte kohaselt on tundmatute või puudulikult sõnastatud riskide võtmine piiratud. Ühiskond on valmis kandma üksnes neid riske, mille kohta teatakse, et neid saab kontrollida ja põhilised väärtused ei ole ohustatud.¹⁰¹ Eelkõige on argumendiks inimese elu ja tervis, kuid järjest enam arvestatakse ka võimaliku kahjuga keskkonnale ja eriti siis, kui on kahtlus, et see võib osutuda suureulatuslikuks või selliste tagajärgedega kahjuks, mida hiljem pole võimalik heastada või heastamine võib kujuneda nii kulukaks, et sellest tuleb loobuda.

Jääkriski (saksa k *restrisiko*) talumise kohustus on tuntud eelkõige tuumaõiguses, kus riski nullini viia ei ole võimalik. Selliseid valdkondi on veelgi, nt ohtlike ainete tööstus jms ja seegi viitab jälle tasakaalu saavutamise vajadusele, kui soovitakse ettevõtlust nendes valdkondades siiski lubada. Teatud riskide talumiseks tuleb teha järeleandmisi, kuid nagu öeldud, ei saa teha järeleandmisi inimese elu ja tervise või võimaliku ulatusliku muu raske tagajärje saabumise osas.

muundatud organismide keskkonda viimise seadus. 14.04.2004. – RT I 2004, 30, 209; ... 2009, 34, 224.

¹⁰¹ D. Bruce. *Finding a balance over precaution*. Journal of Agricultural and Environmental Ethics 15: 7-16. 2002. lk 11-12.

Vältimispõhimõtte ja ettevaatuspõhimõtte, aga seeläbi ka ohu ja riski eristamist pooldab ka N. de Sadeleer¹⁰², kuid L. Krämer peab nende põhimõtete vahelist piiri häguseks ning leiab, et neid tuleks kasutada samatähenduslikena.¹⁰³

Proportsionaalsuse põhimõtte seisukohalt on ohu ja riski eristamine vajalik, sest meetme seadmise künnis ja ka meede ise on sellisel juhul erinevad, arvestades eelkõige teaduslikku ebakindlust. Ohu vältimise meedet on tunduvalt lihtsam kehtestada, kui riski vähendamise meedet. Ohu korral on teada tegevuse negatiivne tagajärg ja sellisel juhul saab seadusega kehtestada ettevõtja jaoks konkreetsed piirangud – keelata teatud ainete kasutamine või teatud tegevused mingis piirkonnas (nt looduskaitsealal või selle vahetus läheduses). Riski puhul eelneb meetme seadmisele tavaliselt keskkonnamõju hindamine, mille käigus selgitatakse välja tegevuse võimalikud mõjud ja nende leevendusmeetmed. Keskkonnaloas saab määrata ettevõtjale konkreetse meetme ja kohustuse jälgida oma tegevust ehk teha seiret. Riski osas säilib aga alati teatud kahtlus meetme proportsionaalsuse osas kuni lõplike tõendite selgumiseni. See ei tähenda, et meede oleks ebaproportsionaalne seni kuni pole piisavalt tõendeid tegevuse või toote mõju kohta. Riski ja ettevaatuspõhimõtte kontekstis on meede proportsionaalne arvestades olemasolevaid teadmisi, aga kui teadmised muutuvad, siis tuleb ka meedet muuta. KSÜSE §-id 10 ja 11 peaksid kujunema pädevale haldusorganile tõlgendussuuniseks proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel, kuid nad ei anna konkreetset lahendust, kuidas mingis olukorras käituda.

Erinevus ohu ja riski vahel avaldub proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel veel selles, et ohu korral on meetmed tavaliselt rangemad kui riski puhul. See ei tähenda alati, et riski vähendamise meetmed on ohu vältimise meetmetega võrreldes vähem koormavad. Nt teatud aine kasutamise keeld võib osutada võrreldes keskkonnamõju hindamise ja seire kohustusega üsna leebeks piiranguks, kui keelatud aine saab väikeste kuludega asendada mingi muu ainega. Keskkonnamõju hindamine ja seire on kulukad ja

¹⁰² N. de Sadeleer. 2002, lk 74-75.

¹⁰³ L. Krämer. EC Environmental Law. Sweet & Maxwell 2007, lk 25.

keskkonnamõju hindamine ka aeganõudev kohustus, mis võivad osutada ettevõtja jaoks kokkuvõttes koormavamaks võrreldes mingi aine või tehnoloogia kasutamisekeeluga.

1.4.2.2. Keskkonnanäring ja keskkonnakvaliteedi piirväärtus

Keskkonna kaitseks on vaja seada piiranguid sellisele ettevõtlusele, mis mõjutab keskkonda oluliselt. Keskkonda võivad mõjutada mitmesugused tegevused, millega võib kaasneda keskkonnanäring, kuid keskkonnakaitse aspektist tuleb piirata üksnes neid tegevusi, millega kaasnev keskkonnanäring ületab teatud künnise, millest alates ei saa näringut lubada võimaliku inimese tervise või keskkonna kvaliteedi halvenemise tõttu.

Veeseaduse § 23 lg 6 sätestab: *Keskkonnaministeeriumil või Keskkonnaametil on õigus määrata vee reostamise ja liigvähendamise, veekogude ja kaevude risustamise ning vee-elustiku kahjustumise vältimiseks keskkonnanõudeid, kui kavandatav tegevus võib ohustada veekogude puhtust ning nende ökoloogilist tasakaalu.*¹⁰⁴ Sellisel juhul on vaja kogumis vaadelda ettevõtlusvabadust, tegevusega seotud ohte ja riske ning nende võimalikke vähendamise meetmeid. See õigusnorm on paraku sellise abstraktsuse astmega, millest Keskkonnaministeeriumil või Keskkonnaametil on raske juhendada. Mida tähendavad *vee reostamine* või *risustamine* või *veekogu puhtus ja ökoloogiline tasakaal*? Keskkonnanõuete määramiseks on vaja konkreetseid näitajaid, millest alates loetakse veekogu saastunuks või selle ökoloogiline tasakaal rikutuks ning millal tuleb rakendada meetmeid selliste olukordade vältimiseks. Sellisteks näitajateks saavad olla keskkonnakvaliteedi piirväärtused.

Keskkonnakvaliteedi piirväärtus on keskkonna keemilisele, füüsikalisele või bioloogilisele näitajale kehtestatud piirväärtus, mida ei tohi inimese tervise ja keskkonna kaitsmise huvides ületada.¹⁰⁵ Lisaks keskkonnakvaliteedi piirväärtustele näitavad põhjavee puhul keskkonna kvaliteeti ka koguselised näitajad ja ökosüsteemide puhul

¹⁰⁴ Veeseadus. 11.05.1994. – RT I 1994, 40, 655; ... 2010, 8, 37

¹⁰⁵ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik art 2 p 35. 23.10.2000. EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1; ... ELT L 140, 5.06.2009, lk 114. KSÜSE-s kavandatakse keskkonnakvaliteedi piirväärtuse mõiste üldistada kogu keskkonnale, mitte üksnes veega seonduvalt (KSÜSE § 7 lg 3).

indikaatorliigid.¹⁰⁶ Sellised keskkonnakvaliteedi piirväärtused kehtestatakse seadusega või selle alusel.¹⁰⁷ Keskkonna kvaliteet sõltub sellest, milliseid aineid vm heidet¹⁰⁸ keskkonda viiakse. Keskkonna kvaliteet on tihedas seoses heitenormatiividega, mis on konkreetsed ainete piirkogused, mida võib keskkonda viia.¹⁰⁹ Heite mõju avaldub keskkonna kvaliteedis ja piirang seatakse heitele ehk mingi aine keskkonda viimisele. Keskkonnakvaliteedi piirväärtus on kumulatiivse mõju ehk mitme heiteallika koosmõjus tekkiva keskkonnahäiringu piiramiseks seatud näitaja. Mitme heiteallika koosmõju ehk kumulatiivsust arvestades peaks konkreetse ettevõtte heite piirväärtuse välja selgitama kaalumise teel.

Eeldatakse, et kui keskkonnakvaliteedi piirväärtust ületatakse, siis kaasneb sellega inimese tervise kahjustamine või ebasoodne muutus keskkonnas. Järelikult on keskkonnakvaliteedi piirväärtus proportsionaalsuse mõttes piisav künnis keskkonnakaitsemeetmete rakendamiseks ja sellest tuleb lähtuda ka saasteainete heitkoguste määramisel keskkonnaloas. Keskkonnakvaliteedi piirväärtuse ületamine ei pruugi kaasa tuua keskkonnakahju või inimese tervise kahjustamist, kuid proportsionaalsuse seisukohalt on vaja määratleda mingi künnis, millest üle ei või keskkonna mõjutamisel minna.

¹⁰⁶ Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määruse nr 44 “Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord” § 25. – RTL 2009, 64, 941. Keskkonnaministri 29. detsembri 2009. a määruse nr 75 “Põhjaveekogumite moodustamise kord ja nende põhjaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, põhjaveekogumite seisundiklassid, põhjaveekogumite seisundiklassidele vastavad keemiliste näitajate väärtused ja koguseliste näitajate tingimused, põhjavee kvaliteedi piirväärtused, põhjavee saasteainesisalduse läviväärtused ning põhjaveekogumi seisundiklassi määramise kord” § 13 ja § 14. – RTL 2010, 2, 22.

¹⁰⁷ Nt keskkonnaministri 2. aprilli 2004. a määrus nr 12 “Pinnases ja põhjavees ohtlike ainete sisalduse piirnormid” – RTL 2004, 40, 662; 2005, 112, 1720. Sotsiaalministri 2. jaanuari 2003. a määrus nr 1 “Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsitava pinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded”. – RTL 2003, 9, 100; 2009, 99, 1492. Vabariigi Valitsuse 3. aprilli 2008. a määrus nr 74 “Nõuded suplusveele ja supelrannale”. – RT I 2008, 16, 117; 2009, 63, 415. Keskkonnaministri 7. septembri 2004. a määrus nr 115 “Välisõhu saastatase taseme piir-, sihtväärtused ja saastetaluvuse piirmäärad, saasteainete sisalduse häiretasemed ja kaugemad eesmärgid ning saasteainete sisaldusest teavitamise tase”. – RTL 2004, 122, 1894; 2006, 33, 592.

¹⁰⁸ *Heide on õhku, vette või pinnasesse otseselt või kaudselt väljutatav aine, organism, energia, kiirgus, vibratsioon, soojus, valgus, lõhn või müra.* (KSÜSE § 7 lg 1).

¹⁰⁹ *Heite piirväärtus on heidet iseloomustava näitaja suhtes väljendatud heite mass, hulk, kontsentratsioon või tase, mida kindlaksmääratud ajavahemikus või ajavahemikes ei tohi ületada või mille piiresse tuleb jääda* (KSÜSE § 7 lg 2). Kehtivates õigusaktides ei ole heidet ega heite piirväärtust üldistatud ja seetõttu kasutan KSÜSE sõnastusi.

Keskkonnakvaliteedi piirväärtus seondub nii ohu kui ka riskiga. Keskkonnakvaliteedi piirväärtust ei või ületada inimese tervise ja keskkonna kaitsmise huvides. Seega, kui on oht, et keskkonnakvaliteedi piirväärtus võidakse ületada, tuleb võtta meetmeid selle vältimiseks. Riski korral esineb tõenäosus, et keskkonnakvaliteedi piirväärtust võidakse ületada ja sellisel juhul tuleb võtta ettevaatusabinõusid riski vähendamiseks.

Keskkonnakvaliteedi piirväärtused on vahetult seotud keskkonnapõhiõigusega ja keskkonnavastutusega. Isikul on õigus nõuda, et keskkond vastaks teatud kvaliteedile ehk tervise ja heaolu vajadustele. Keskkonnakvaliteedi piirväärtused on kehtestatud teatavasti eesmärgiga vältida inimese tervise kahjustamist ja ebasoodsat muutust keskkonna seisundis. Kui keskkonda kahjustatakse, siis tuleb heastamismeetmeid rakendada seni, kuni on saavutatud keskkonna vastavus kvaliteedi piirväärtusele. Keskkonnavastutuse osas on heastamiskohustus isegi rangem ja on seotud keskkonna hea seisundi saavutamise, kui keskkonna seisundit on oluliselt kahjustatud. Olulise kahjustuse ulatus ja sellise ulatuslikuma heastamise kohustus on proportsionaalses seoses, sest isikut ei kohustata keskkonda parendama, vaid taastama endine olukord.¹¹⁰

Keskkonnakvaliteedi piirväärtuste puudusena võib välja tuua asjaolu, et nende ületamisega ei pruugi alati kaasneda keskkonnakvaliteedi tegelik halvenemine ja piirväärtuste järgimine ei taga tingimata kõrget keskkonnakvaliteeti. Kohati võib ka kvaliteedipiirväärtuste järgimine tuua kaasa keskkonnaseisundi halvenemise. Samuti ei ole kõiki keskkonna osasid võimalik arvuliselt normeerida ja sellisel juhul pole keskkonnakvaliteedi piirväärtused kasutatavad.¹¹¹ Jagan E. Lopmani seisukohta, et sellisel juhul saab kasutada kvalifitseeritud eksperdi abi keskkonna tegeliku seisundi hindamisel ja sellele vastava meetme määramisel.¹¹² Keskkonnakvaliteedi piirväärtused on kehtestatud tuginedes teaduslikele argumentidele, kuid arvestades teaduslikku ebakindlust ei ole keskkonnakvaliteedi piirväärtused sajabrotsendiliselts usaldusväärsed.

¹¹⁰ Keskkonnavastutuse seaduse 7 lg 3. 14.11.2007. – RT 2007, 62, 396; ... 2009, 49, 331.

¹¹¹ E. Lopman. 2006, lk 60-61.

¹¹² E. Lopman. 2006, lk 104.

1.4.3. Keskkonnakaitse meetme proportsionaalsuse hindamise etapid

1.4.3.1. Sissejuhatus

Rahvusvahelises majandusõiguses peetakse proportsionaalsuse hindamise kriteeriumideks rahvusliku kohtlemise ja mõistlikkuse põhimõtteid.¹¹³ Esimene on siiski üsna suhteline kriteerium, sest mingis riigis võidakse seada piiranguid mistahes alustel ja kui välisinvestoreid koheldakse samade põhimõtete järgi, siis peab vaatama, kas riigis on põhimõtted proportsionaalsed ja õiglased. Mõistlikkuse põhimõte lähtub rohkem tegelikust olukorrast ja on tuntud eelkõige võlaõiguses. Haldusõiguses vastab mõistlikkusele proportsionaalsuse põhimõte.

Eesti Riigikohtu tõlgenduses tuleb meetme proportsionaalsuse hindamisel lähtuda kolmest põhimõttest:

- meede peab olema sobiv eesmärgi saavutamiseks;
- meede peab olema vajalik selles mõttes, et puudub teine, vähemkoormav meede;
- meede ei tohi olla ebaproportsionaalne kitsamas tähenduses.¹¹⁴

Euroopalikus õigusruumis tõlgendatakse proportsionaalsuse põhimõtet valdavalt selliselt¹¹⁵ ja sellisest tõlgendusest lähtub ka käesolev töö.

1.4.3.2. Meetme sobivus

Sobivuse hindamisel tuleb hinnata, kas meede võimaldab saavutada soovitud eesmärki. Meetme ja eesmärgi vahel peab olema põhjuslik seos.¹¹⁶ Sobivuse hindamisel selgitatakse välja, kas meede kaitseb mingit legitiimset eesmärki või on tal varjatud

¹¹³ F. Ortino. The Jean Monnet Program. J.H.H. Weiler. Jean Monnet Working Paper 01/05. From 'non-discrimination' to 'reasonableness': a paradigm shift in international economic law? NYU School of Law. New York, NY 10012, lk 4. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://centers.law.nyu.edu/jeanmonnet/papers/05/050101.pdf> 08.02.2010.

¹¹⁴ RKPJKo 6.03.2002, 3-4-1-1-02, p 15.

¹¹⁵ J. Schwartze. European Administrative Law. Oxford: Sweet & Maxwell, 1992, lk 687; N. de Sadeleer. 2002, lk 293-301; J. Ueda and M. Andenas, lk 3-8.

¹¹⁶ J. H. Jans. Proportionality Revisited 2000. 27 Legal Issues of Economic Integration, lk 240. Viidatud: J. Ueda and M. Andenas, lk 4. N. de Sadeleer. 2002, lk 293.

proteksionistlik eesmärk.¹¹⁷ Keskkonnakaitset on mõnikord kasutatud konkurentsieeliste saamise kattena ja sellepärast on väga oluline sobivuse hindamise käigus välja selgitada, kas meetmel on tegelik keskkonnakaitse eesmärk või kasutatakse seda konkurentide tõrjumiseks ehk varjatud diskrimineerimiseks. Võimalikule kaubanduse suvalisele diskrimineerimisele ja varjatud piiramisele viitab EL toimimise lepingu art 36.¹¹⁸

Meetme ja eesmärgi põhjuslik seos ei ole keskkonnaasjades alati selge. Kliima soojenemine tekib väidetavalt kasvuhoonegaaside emissioonist. Kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamine peaks aitama lahendada kliima muutumise probleemi ja see on võetud eesmärgiks ka Kyoto rahvusvahelise lepinguga.¹¹⁹ Samas on teada, et kliimat mõjutavad lisaks kasvuhoonegaasidele veel mitmed tegurid – päike, looduslikud protsessid jne. Kasvuhoonegaaside vähendamine ei pruugi anda soovitud tulemust ehk kliima stabiliseerumist, sest looduses toimuv ei ole alati seotud inimese mõjuga või ei ole sellise mõju põhjuslik seos eriti selgelt tuvastatav. Võib juhtuda, et kliima stabiliseerub, kuid hoopis muudel põhjustel kui kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamine. Seega on nt kliima puhul väga raske kindlaks teha meetme sobivus, sest pole täpselt teada, kas ja kui palju mõjutavad kliimat kasvuhoonegaasid või looduslikud tegurid või veel miski muu, mille kohta praegu ei ole piisavalt teavet. Teadlased ei ole kliima soojenemise küsimuses sugugi üksmeelel ja seega ei saa olla kindel, et kliima soojenemise probleemi lahenduseks pakutud meetmed on sobivad.

Selliseid näiteid on veelgi, kus keskkonna, aga eelkõige inimese tervise kaitsmise huvides ollakse valmis võtma meetmeid ka juhul, kui seos meetme ja eesmärgi vahel pole leidnud piisavat teaduslikku kinnitust.¹²⁰ Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldub keskkonnaõiguses teadusliku ebakindluse tõttu sobivuse osas teatud reservatsiooniga.

¹¹⁷ J. Snell. *Goods and Services in EC Law. A Study of the Relationship Between the Freedoms*. Oxford University Press 2002, lk 198. Viidatud: J. Ueda and M. Andenas, lk 4.

¹¹⁸ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

¹¹⁹ ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni Kyoto protokoll. 3.09.2002. – RT II 2002, 26, 111.

¹²⁰ Judgment of the Court of First Instance (Third Chamber) of 11 September 2002. *Apharma Inc v Council of the European Union*. Case T-70/99, paras 351, 354. – ECR 2002, p II-03495. Judgment of the Court of First Instance (Third Chamber) of 11 September 2002. *Pfizer Animal Health SA v Council of the European Union*. Case T-13/99, para 471. – ECR 2002, II-03305. Judgment of the Court of First Instance (Second Chamber, extended composition) of 26 November 2002. *Artegoda GmbH and Others v Commission of the European Communities*. Case T-74/00, para 183. – ECR 2002, II-04945.

Nõustun H. Veinla väitega, et teaduslik ebakindlus tuleks kaalumisel anda keskkonnahuvi, mitte majandushuvi toetuseks.¹²¹ Põhjuseks on võimalik tagajärgede pöördumatus ja keskkonnakahju, mis seab ettevõtlusvabadusele piirid ja kohustab võtma ettevaatusabinõusid ka siis kui teaduslik lõplik seisukoht on kujunemata.

Selgemalt kui kliima puhul väljendub meetme ja puhta keskkonna vahel seos näiteks veekvaliteedi piirväärtuste järgimisel või veekogu hea seisundi saavutamisel. Veekogu on üsna piiratud ala (kui pole väga suur veekogu või vooluveekogu) ja sellele avaldatavad mõjud on identifitseeritavad. Veest saab võtta proove ja nt kui vees on palju lämmastik- ja fosforühendeid ning veekogu läheduses tegeldakse põllumajanduse ja väetamisega, siis on seos tuvastatav. Vee puhastamise meetmeks saab olla sellisel juhul väetiste kasutamise piiramine või teatud osas põllumajandustegevuse vähendamine, aga meetmeks võib olla ka veekogust lämmastiku või fosfori eemaldamine ehk veekogu regulaarne puhastamine teatud perioodi vältel. Sellisel juhul tekib küsimus meetme maksumusest – kas odavam on veekogu puhastada või piirata põllumajandustegevust. Saastaja maksab põhimõtte kohaselt peaks põllumajandusega tegelev ettevõtja maksma ka veekogu puhastamise kulud, kui see osutub soodsamaks väetamise või tegevuse piiramisest (saamatajäänud tulu).

Ka veekogu puhul ei ole põhjuslikud seosed alati kergesti tuvastatavad, eriti kui veekogu on suur (nt Peipsi järv või Läänemeri). Välisõhu kvaliteedi ja võimalike saasteallikate vahelisi seoseid on veelgi keerulisem tuvastada, sest õhk on veest oluliselt liikuvam ja saastus kandub tekkekohast koos õhumassidega enamasti sadu kilomeetreid eemale, sageli üle riigipiiri. Kui saastajaid on mitu, siis pole alati võimalik kindlaks teha, millise käitise¹²² emissioon keskkonna kvaliteeti kõige enam mõjutab, sest mõju on kumulatiivne.

¹²¹ H. Veinla. 2005, lk 142.

¹²² *Käitis on paikne või liikuv tehniline üksus, milles toimub tootmistegevus või tootmisega võrdsustatav, tootmisega otseselt liituv ja sellega tehnilist seost omav tegevus, millega kaasneb saastamine või saastus* (KSÜSE § 6 lg 1).

Sobivuse hindamisel tuleb vaadata ka teisi keskkonnaõiguse ja -kaitse põhimõtteid. Jäätmeäitluses kehtib läheduse põhimõte, mille kohaselt tuleks jäätmed käidelda tekkekohale võimalikult lähedal, sest nii hoitakse kokku transpordi kulusid ja sellest tulenevaid mõjusid. Kui riik kehtestab jäätmete ekspordi või impordi keelu või piirangud, siis on see reeglina saavutatava eesmärgiga igati kooskõlas.¹²³

1.4.3.3. Meetme vajalikkus

Meetme vajalikkuse kaalumisel tuleb jälgida, et meede oleks ettevõtjale kõige vähem koormav, kuid samas keskkonnakaitse eesmärk oleks ikkagi saavutatav. Selles mõttes ei pruugi kõige vähem koormav meede olla alati keskkonna kvaliteedi säilitamise või parandamise seisukohalt kõige parem. Vajalikkuse hindamisel peab kindlasti jälgima, et eesmärgi saavutamise osas ei tehtaks reservatsioone. Vajalikkuse testi saab läbi viia üksnes keskkonnakaitse samaväärsete meetmete osas. Kui valitakse majanduslikult kõige vähem koormav meede, kuid keskkonnakaitse kõige vähem tõhus meede, siis minnakse vastuollu teise Euroopa Liidu väga olulise põhimõttega – keskkonna kõrge kaitstuse taseme põhimõttega.¹²⁴

Meetme vajalikkuse hindamisel peaksid esinema kõik järgmised tingimused:

1. Meede peab olema mõistlikult kättesaadav, arvestades tehnilisi ja majanduslikke võimalusi.
2. Meetmega peab saavutama kohase kaitse taseme ehk erinevate meetmete kaalumisel peavad meetmed olema saavutatava eesmärgi jaoks võrdselt tõhusad.
3. Meede peab olema kõige vähem piirav.¹²⁵

Sellist seisukohta jagatakse erialakirjanduses veelgi, v.a esimene punkt.¹²⁶ Nõustun eeltoodud autorite vajalikkuse testi sellise käsitlemisega. Esimene punkt Maailma

¹²³ N. de Sadeleer. 2002, lk 293.

¹²⁴ N. de Sadeleer. 2002, lk 296. Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon art 191 lg 2. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

¹²⁵ Sanitaar- ja füto-sanitaarmedeteme rakendamise lepingu art 5 lg 6 joonealune märkus 3.15.04.1994. – RT II 1999, 22, 123. N. de Sadeleer. 2002, lk 296.

Kaubandusorganisatsiooni Sanitaar- ja Fütosanitaarmeetmete lepingus on käesoleva töö autori arvates proportsionaalsuse põhimõtte kolmas osa ehk proportsionaalsus *stricto sensu*, mille käigus kaalutakse eelkõige meetme maksumust ja kättesaadavust.

Meetme vajalikkuse testi näitena võib kohtupraktikast tuua nn Harku karjääri kaasuse, kus ettevõtja jaoks kõige koormavam oli purustus- ja sorteerimissõlme ümberpaigutamine, kuid leebemate alternatiividena pakuti keskkonnamõju hindamise aruandes välja ka muid tehnilisi lahendusi, mis ei eeldanud tehnika ümberpaigutamist ega sellega kaasnevaid suuri kulusid või koguni ettevõtte sulgemist. Keskkonnaministeerium rakendades kõige koormavamat meetet, ei viinud kohtu hinnangul läbi vajalikkuse testi ega selgitanud, miks leebemad meetmed ei olnud keskkonnakaitse mõttes kohased või piisavad.¹²⁷

1.4.3.4. Meetme proportsionaalsus *stricto sensu*

Kui meede on leitud olevat sobiv ja vajalik, siis tuleb hinnata, kas meede on mõõdukas kitsas tähenduses. Ka siin tuleb lähtuda erinevatest huvidest ja neid kaaluda ning tasakaalustada.¹²⁸ Kaasuses *Stoke-on-Trent* hindas Euroopa Kohus proportsionaalsust *stricto sensu* väga abstraktselt: hinnates riiklike õigusnormide proportsionaalsust, mis taotleavad legitiimset eesmärki Ühenduse¹²⁹ õiguse alusel, tuleb kaaluda riiklikku huvi selle eesmärgi saavutamisel ja Ühenduse huvi tagada kaupade vaba liikumine.¹³⁰ Sisuliselt hinnatakse liikmesriigi meetme maksumust ja saadavat kasu ning võrreldakse seda piiranguga kaupade vabale liikumisele. Nn Taani pudelite kaasuses jõudis Euroopa Kohus järeldusele, et tingimusel, kui meetmena kasutatakse siseriiklikule

¹²⁶ J. H. Jans. 'Proportionality Revisited' 2000. 27 *Legal Issues of Economic Integration*, lk 240. J. Snell. *Goods and Services in EC Law. A Study of the Relationship Between the Freedoms*. Oxford University Press 2002, lk 198. Viidatud: J. Ueda and M. Andenas, lk 4. N. de Sadeleer. 2002, lk 293. Nende autorite käsitluses peab meede olema kõige vähem piirav ja eesmärgi saavutamise osas võrdselt tõhus teise meetmega.

¹²⁷ Tallinna Ringkonnakohtu otsus 15.12.2004, 2-3/140/04, p 19-24.

¹²⁸ J. Ueda and M. Andenas, lk 6.

¹²⁹ Siin ja edaspidi: kui viidatud allikas on pärit ajast, mil Euroopa Liidu leping veel ei kehtinud, siis kasutan allikajärgset nimetust.

¹³⁰ Judgment of the Court of 16 December 1992. Council of the City of Stoke-on-Trent and Norwich City Council v B & Q plc. Case C-169/91, para 15. – ECR 1992, p I-06635.

taaskasutussüsteemile mittevastavate pudelite tagastamise kohustust üksnes müüjale, on sellele lisanduv koguseline impordipiirang juba ebaproportsionaalne võrreldes saavutatava eesmärgiga.¹³¹

Proportsionaalsuse põhimõte *stricto sensu* taandub üldiselt tulude ja kulude analüüsile.¹³² Keskkonnanõu andjal tuleb kaaluda meetmete võtmata jätmisega kaasnevat keskkonnakahju, sh tervisekahju ja meetmete võtmisega kaasnevaid majanduslikke kulusid. Selline tulude ja kulude analüüs ei anna alati tulemust, kuna teatud juhtudel ei ole selline kaalumise üldse võimalik.¹³³ Inimese tervist ei saa rahasse arvestada, samuti ei saa rahaliselt hinnata kaunist loodusmaastikku vm erilise väärtusega keskkonna osa. Ei ole võimalik hinnata utilitaarselt Pühajärve, Taevaskoja, kauni merekalda vms paiga väärtust. Paljudele meeldib nendes tuntud kohtades viibida, kuid elamust, mis sealt saadakse, ei saa rahasse ümber arvestada. Seega tuleb proportsionaalsuse kitsas tähenduses hindamisel kõrvuti majanduslike ja kasumist lähtuvate väärtuste kõrval arvestada ka mittemajanduslike väärtustega. Proportsionaalsuse *stricto sensu* hindamine keskkonna valdkonnas on keeruline, kui tuleb kaaluda ja võrrelda ühismõõduta väärtusi.

Majanduslikud ja mittemajanduslikud väärtused peaksid reeglina enne proportsionaalsuse hindamisele asumist asetsema võrdsel positsioonil.¹³⁴ Kui võtta eelduseks, et majanduslikel kaalutlustel on eelis mittemajanduslike ees, siis asetatakse mittemajanduslikud väärtused automaatselt vähemkaalukasse positsiooni, mis mõjutab oluliselt kaalumise edasist käiku. Tasub küsida, kas inimene on nõus elama keskkonnas, kus on küll olemas minimaalne eluks vajalik, kuid puuduvad võimalused nautida looduskeskkonda. Kui korraks kujutada ette, et elame planeedil, mis on muudetud tööstustsooniks, siis kas saab sellist elu pidada heaolu vajadustele vastavaks? Sellise

¹³¹ Judgment of the Court of 20 September 1988. Commission of the European Communities v Kingdom of Denmark. Case 302/86, para 21. – ECR 1988, p 04607.

¹³² H. Veinla. 2005, lk 138.

¹³³ N. de Sadeleer. 2002, lk 167. Viidatud: H. Veinla. 2005, lk 138

¹³⁴ Selles osas on erandeid, kus inimese tervis või teatud looduskaitse väärtused on juba enne hindamisele asumist majanduslikest kaalukamad. Vt Judgment of the Court of 11 July 1996. Regina v Secretary of State for the Environment, ex parte: Royal Society for the Protection of Birds. Case C-44/95. – ECR 1996, p I-03805 või Judgment of the Court of First Instance 11 September 2002. Alpharma Inc v Council of the European Union. Case T70/99. – ECR 2002, p II-03495.

olukorra ettekujutamisel tulevad esile majanduslike väärtuste mittemajanduslikest väärtustest olulisemaks pidamise puudused. Seega peaks enne kaalumist väärtusi võrdsena käsitlema, et mingit väärtust ei seataks juba ette vähemtähtsasse positsiooni. Kaalumise tulemusena võidakse leida, et üks väärtus kaalub teise üles, kuid enne kaalumist peaks eeldama väärtuste võrdsust nagu ka põhiõiguste võrdsust.¹³⁵

1.4.4. Piirangute kehtestamise kaalumine

1.4.4.1. Igaühekohustused ja käitaja kohustused

Keskkonnakaitse ja ettevõtlusvabaduse kooseksisteerimise võtmeks on nende vahel valitsev tasakaal. Keskkonnakaitse on rajatud põhiseaduslikule printsiibile, et keskkond on väärtus, mida tuleb säästlikult kasutada (PS § 5 ja § 53).¹³⁶ Käsitlen põhiseaduse §des 5 ja 53 sätestatud pigem printsiipidena, kui kohustustena, sest kohustustena on nad sõnastatud liiga abstraktselt. Seejuures pole teada, mida tähendab keskkonna säästlik kasutamine, tegemist on määratlemata õigusmõistega, mille võimalusel sisustab seadus, kuid kõige tõenäolisemalt tuleb seda sisustada haldusotsuse tegemisel või kohtus. R. Alexy on seisukohal, et Eesti põhiseaduse § 53 on ühelt poolt selgesõnaline igaühekohustus, aga teiselt poolt tekitab küsimuse, kellele see on adresseeritud ehk keda mõistetakse „igaühe“ all.¹³⁷ R. Alexyga võib nõustuda ja seetõttu on KSÜSEs püütud sõnastada igaühekohustused (§ 14 ja § 15) ja käitaja¹³⁸ kohustused (§id 16-22)¹³⁹, et mingil määral täpsustada põhiseaduse § 53, mis on pigem printsiibilise iseloomuga.

Põhiseaduse §-is 53 sätestatud määratlemata õigusmõiste muudab proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamise raskeks, kui puuduvad selged kriteeriumid, millele tugineda igaühekohustuste ulatuse määratlemisel. Ka KSÜSE igaühekohustused ja ettevõtja kohustused on abstraktse sõnastusega ega määratle kohustuse proportsionaalset ulatust.

¹³⁵ Ka põhiõigused pole alati algselt võrdse kaaluga. Nt õigus elule, tervisele ja vabadusele kaaluvad teised õigused üles.

¹³⁶ Eesti Vabariigi põhiseadus. 28.06.1992. – RT 1992, 26, 349; ... RT I 2007, 43, 311.

¹³⁷ R. Alexy. *Põhiõigused Eesti põhiseaduses*. Juridica 2001. Nr Erivaljaanne. Lk 5-96.

¹³⁸ *Käitaja on isik, kes käitab või valdab käitist, kontrollib selle tööd ja vastutab keskkonnanõuete täitmise eest.* (KSÜSE § 6 lg 2).

¹³⁹ KSÜSE 2010.

Nt KSÜSE § 14 sätestab: *Igäiks peab rakendama meetmeid oma tegevuse või tegevusetusega põhjustatava keskkonnahäiringu vähendamiseks niivõrd, kuivõrd seda on mõistlik eeldada.* KSÜSE § 16 sätestab: *Käitaja on kohustatud rakendama vajalikke abinõusid keskkonnoahu vältimiseks ja kohaseid ettevaatusabinõusid keskkonnariski vähendamiseks.*¹⁴⁰ Seda, mida tähendab *mõistlik*, *vajalik* või *kohane*, peab haldusorgan hakkama sisustama iga otsust tehes eraldi, arvestades konkreetseid asjaolusid. Mõiste *vajalik* viitab proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamise teisele etapile ja mõiste *kohane* esimesele etapile, kuid ilmselt ei saa neid mõisteid proportsionaalsuse põhimõtte kontekstis nii määratleda. Kolmeastmelist testi tuleks ikkagi kasutada nii KSÜSE §is 14 kui ka §is 16 sätestatud kohustuse proportsionaalsuse hindamisel.

Erinevus igäühekohustuste ja käitaja kohustuste vahel seisneb selles, et käitajalt kui keskkonda oluliselt mõjutavalt isikult nõutakse lisaks ohu vältimisele ka teadusliku ebakindlusega seotud riskide hindamist ja ettevaatusmeetmete võtmist. Oleks ebaproportsionaalne hakata nõudma igäühelt teadusliku ebakindlusega seotud riskide vähendamist ja sellepärast piirduakse üksnes keskkonnahäiringu vähendamise kohustusega.¹⁴¹ Enne keskkonnaohtliku tegevuse alustamist on eelnõuga kavandatud kohustada igäühel omandama teadmisi, mis on vajalikud üksnes ohu vältimiseks, aga käitaja peab lisaks omandama ka teadmised, mis on vajalikud riski vähendamiseks.¹⁴²

Keskkonnaseadustiku eriosas kavandatakse konkreetsed kohustused käitajale, kuid üldosa peaks andma tõlgendamise raamid kohustuste sisustamisel. Enne kohustuse kehtestamise kaalumist on oluline vahet teha igäühe ja keskkonda oluliselt mõjutava isiku vahel, sest meetme proportsionaalsuse künnis on nendel isikutel erinev.

¹⁴⁰ KSÜSE 2010.

¹⁴¹ KSÜSE seletuskiri 2010, lk 21 ja lk 25.

¹⁴² KSÜSE 2010 § 15 ja § 16 lg 2.

1.4.4.2. Huvide ja väärtuste tasakaalustamine

Piirangute kehtestamise kaalumisel tingimustel, kus kaalutluskriteeriumeid ei ole selgesõnaliselt ette antud, peab otsustaja kaaluma sageli selliste lahenduste vahel, millest kumbki ei võimalda keskkonda täielikult säästa.

Kas sulgeda kõik tuumaelektrijaamad, kuna nendest lähtuvat riski ei ole võimalik täielikult nullini viia või kasutada soojusenergiat, mis võib kliimamuutust veelgi süvendada? Kas arendada biotehnoloogiat selleks, et lahendada arengumaade näljahäda probleem või keelustada selline tehnoloogia üldse, kuna siiani pole teada selle mõju inimese tervisele ja keskkonnale? Kas edendada hüdroenergiat, mis ei saasta välisõhku ega vähenda loodusvarasid, kuid põhjustab veeökosüsteemide pöördumatuid muutusi või kahjustusi? Kas arendada kiirraudteesid vähendades seega muudest transpordiliikidest lähtuvat õhusaastet hoolimata ökosüsteemidele põhjustatavast kahjust, mida sellise raudtee rajamine põhjustab?¹⁴³ Analoogilisi näiteid kaalumispattidest võib veelgi tuua. Lahendused saavad sellistel juhtudel olla eelkõige poliitilised kompromissid, sest nagu öeldud, ei saa riske nullini viia. Sellised kompromissid kujunevad tihti edasiste vaidluste esemeks, arvestades erinevaid väärtushinnanguid ja huve.

Erinevate väärtuste ja huvide tasakaalustamisele viitab ka säästva arengu seadus (SAS), mille § 2 sätestab, et *looduskeskkonna ja loodusvarade säästliku kasutamise eesmärgiks on tagada inimesi rahuldav elukeskkond ja majanduse arenguks vajalikud ressursid looduskeskkonda oluliselt kahjustamata ning looduslikku mitmekesisust säilitades*. Sama seaduse § 3 lõige 2 sätestab: *omandi käsutamise ja ettevõtlusega tegelemise vabadust kitsendatakse, lähtudes vajadusest kaitsta loodust kui inimkonna ühisvara ja rahvuslikku rikkust*. SAS § 3 lg 3 sätestab: *looduskeskkonna saastamise minimeerimine ja loodusvarade kasutamine loodusliku tasakaalu säilitavates kogustes on majandustegevuse põhinõuded*.¹⁴⁴

¹⁴³ N. de Sadeleer. 2002. lk 172.

¹⁴⁴ Säästva arengu seadus. 22.02.1995. – RT I 1995, 31, 384; ... 2009, 12, 73.

SAS sõnastus on küll väga üldine ja deklaratiivne, kuid proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel on see tõlgendussuuniseks, mida tuleks arvestada. Ka ei hõlma need sätted looduse iseväärtust, vaid silmas on peetud eelkõige loodusest saadavat majanduslikku kasu. SAS nendes sätetes on püütud tasakaalustada põhiseaduse §-is 31 sätestatud ettevõtlusvabadust ja §ides 5 ja 53 sätestatud keskkonna säästva kasutamise nõuet.

Selleks, et hinnata otsuse vastavust proportsionaalsuse põhimõttele, tuleb arvesse võtta konkreetseid asjaolusid.¹⁴⁵ Nn Jämejala pargi kaasuse juhtumil oli otsustamisel määrava tähtsusega ühelt poolt vangla ehitamise otsuse negatiivne mõju keskkonnale (Jämejala pargile), ning teiselt poolt positiivne mõju valla ja regiooni tööhõivele, ettevõtlusele ja infrastruktuurile. Arvestada tuli ka riigi kulude kokkuhoidu seoses olemasoleva hoone kasutamisega. Otsus tuli teha sellest lähtudes, kas kompleksi rajamisega kaasnev kasu kaalub üles keskkonnale tekitatava kahju.¹⁴⁶ Arvestades keskkonna iseväärtust on sellise kahju võrdlemine problemaatiline ja seega ei saa sellise otsuse tegemisel tugineda üksnes tulu-kulu analüüsile, vaid arvestada tuleb ka mittemajanduslikke argumente, milleks antud juhul on pargi ajalooline, kultuuriline, esteetiline ja puhkealane väärtus.

Huvide ning väärtuste kaalumise olemus avaldub ilmekalt nn Harku karjääri kohtuasjas: “Kui ettevõtjal on kaevandamist võimalik korraldada mõistlikul viisil ja ilma ülemääraste kuludeta kohaliku omavalitsusüksuse ja selle elanike huvidega paremini haakuval viisil, siis ei näe ringkonnakohus põhjust, miks ettevõtja ja tema tegevust reguleerivad asutused ei peaks nende huvidega arvestama.”¹⁴⁷ Samas lahendis leidis kohus ka, et keskkonnakaitse abinõude kaalumisel on majanduslikel kaalutlustel oluline roll, sest ebamajanduslikud haldusotsused toovad kaasa ressurside raiskamise ja pärsivad investeringuid mõistlikesse keskkonnakaitse abinõudesse. Tallinna Ringkonnakohus rõhutab keskkonnakaitse meetmete määramisel ettevõtja majandushuvi arvestamist.¹⁴⁸ Kohus on püüdnud selles lahendis tasakaalustada ettevõtja majandushuvi ja kohaliku

¹⁴⁵ RKPJKo 21.06.2004, 3-4-1-9-04, p 16.

¹⁴⁶ RKHKo 14.10.2003, 3-3-1-54-03.

¹⁴⁷ Tallinna Ringkonnakohtu otsus 15.12.2004, 2-3/140/04, p 17.

¹⁴⁸ Tallinna Ringkonnakohtu otsus 15.12.2004, 2-3/140/04, p 24.

elanikkonna õigust puhtale keskkonnale, sest kaevandamisega kaasnev kaevise purustamine põhjustas ajutiselt piirnorme ületavat tolmu ja müra.¹⁴⁹

Majanduslike kaalutlusi ei saa arvestada teatud põhiväärtuste puhul, milleks on inimese tervis ja erilise väärtusega looduskaitsealad. Keskkonnakvaliteedi piirväärtustest kõrgema hea keskkonnaseisundi saavutamisel on majanduslike kaalutluste arvestamine vajalik, sest vastasel juhul kalduks otsus ebaproportsionaalselt keskkonnakaitse kasuks. Sellisel juhul ei ole põhiväärtused ohustatud.

1.4.4.3. Kaalutusõiguse ja kaalutusõigusega keskkonnaloa

Proportsionaalsuse põhimõtet tuleb kohaldada eelkõige keskkonnalubade andmisel kaalutusotsusega. Enamik keskkonda oluliselt mõjutavaid tegevusi on loakohustuslikud. Jäätmete käitlemiseks on vaja jäätmeluba¹⁵⁰, vee erikasutust (nt suurte koguste vee võtmine, heitvee suublasse juhtimine) lubatakse üksnes vee erikasutusloa olemasolul¹⁵¹, välisõhku võib saasteaineid viia suures, aga siiski piiratud koguses üksnes välisõhu saasteloa olemasolul¹⁵² ja keskkonda oluliselt mõjutavate tegevuste jaoks on vaja kompleksluba¹⁵³, mis arvestab kõiki eelnimetatud tegevusi kumulatiivselt ja nii, et saastus ei kanduks ühest keskkonnaelemendist (vesi, õhk, pinnas) teise.

Osa keskkonnalubasid tuleb anda, kui andmise eeldused on täidetud (kaalutusotsuseta loa), kuid osade lubade andmiseks peab loa andja kaaluma erinevaid väärtuseid, arvestama ohte ja riske ning mõtlema, kuidas ohte vältida ja riske vähendada. Nt metsateatis on tüüpiline kaalutusotsuseta luba – kui metsa raiumise tingimused vastavad seadusele, siis tuleb teatis heaks kiita.¹⁵⁴ Riigikohus on leidnud, et otsus võib olla proportsionaalne ka siis, kui seadusega pole kaalutusõigust sätestatud. “Ka regulatsioon, mis ei võimalda kaalutusõigust, võib rakendamisel anda proportsionaalse tulemuse.

¹⁴⁹ Tallinna Ringkonnakohtu otsus 15.12.2004, 2-3/140/04, p 21-23.

¹⁵⁰ Jäätmeseaduse § 73 lg 1 ja lg 2. 28.01.2004. – RT I 2004, 9, 52; ... 2009, 62, 405.

¹⁵¹ Veeseaduse § 8 lg 1 ja lg 2. 11.05.1994. – RT I 1994, 40, 655; ... 2010, 8, 37.

¹⁵² Välisõhu kaitse seaduse § 67 lg 1. 5.05.2004. – RT I 2004, 43, 298; ... 2009, 49, 331.

¹⁵³ Saastuse kompleksse vältimise ja kontrollimise seaduse § 6 lg 1. – RT I 2001, 85, 512; ... 2009, 39, 262.

¹⁵⁴ Metsaseaduse § 41 lg 8. 7.06.2006. – RT I 2006, 30, 232; ... 2009, 62, 405.

Seadusandjal on õigus kehtestada regulatsioon, mis ei võimalda diskretsiooni. Loomulikult peab seadusandja diskretsiooni mittevõimaldava regulatsiooni kehtestamisel kaaluma seda, kas regulatsioon on proportsionaalne.”¹⁵⁵ Kui seadusandja on kehtestanud proportsionaalse regulatsiooni, siis on täitevvõimul lihtne – jääb üle vaid kohaldada seaduses sätestatud tingimusi. Keskkonna valdkonnas on kaalutusõiguseta lubade andmine siiski erand, sest arvestades keskkonnaprobleemide omapära¹⁵⁶ ei ole seaduses võimalik lõplikult tingimusi kindlaks määrata.

Üksnes seadusega piirangute kehtestamisest ei piisa, sest seadus sätestab miinimumi keskkonnakvaliteedi piirväärtusena vm keskkonna seisundi õigusnormina või kaugemad eesmärgid, mida igal konkreetsel juhtumil peab täpsustama. Samuti on iga piirkond oma eripäraga – mõni piirkond on saastetundlikum, nt nitraaditundlik ala või on tegemist kaitsealaga või kaitseala lähiümbrusega jne. Ka planeerimismenetluses ei ole võimalik keskkonnakaitse tingimusi ammendavalt seada, sest planeering ei määra konkreetseid elluviidavaid tegevusi. Planeering annab suuna, milliseid tegevusi võib mingis piirkonnas üldjoontes teha, kuid ei konkretiseeri tegevusi ega nende ulatust.

Lisaks keskkonnakvaliteedi piirväärtustele tuleb arvestada ka kaugemaid hea keskkonna seisundi saavutamise eesmäärke ja muid keskkonna seisundit reguleerivaid õigusnorme. Piirangute kehtestamise kaalumise tuleb kõne alla eelkõige sellistel juhtumitel. Keskkonnakvaliteedi piirväärtustega määratakse inimese tervise ja keskkonna seisukohast miinimum, mida ei või ületada, kuid säästva arengu ja keskkonna kõrge kaitstuse taseme eesmäärke silmas pidades tuleks piirangute kehtestamisel arvestada hea keskkonnaseisundiga, mis on keskkonnakvaliteedi piirväärtustest ehk piinormidest rangema sisuga. Ka Tallinna Ringkonnakohus on asunud sellisele seisukohale: „Juba tegutsev ettevõtja ei pea saama üksi ära kasutada kõiki piirkonna keskkonnaressursse. Kui üks ettevõtja oma saastet piirab, annab see võimaluse ka teistele tegelda keskkonda mõjutava tegevusega, ilma et rikutaks keskkonnaseisundile kehtestatud piinorme. Iga saastaja on kohustatud rakendama mõistlikke ning teaduse ja tehnika arengutasemele

¹⁵⁵ RKHKo 17.03.2003, 3-3-1-11-03, p 43.

¹⁵⁶ Vt käesoleva töö 1.3.

vastavaid abinõusid, et hoida tema poolt keskkonda heidetav saaste võimalikult väike, vaatamata sellele, et keskkonna seisund vastab piirnormidele.¹⁵⁷

Eelkirjeldatud juhul tuleb arvestada saastuse kumulatiivsust ja võimet kanduda ühest keskkonnaelemendist teise. Teadusliku ebakindluse tingimustes on keskkonnanormatiividest parema keskkonna seisundi saavutamine vajalik, sest käesoleval ajal kehtestatud normatiivid võidakse aja jooksul ümber vaadata ja need ei pruugi arvestada ajas tekkivat kumulatiivsust, st mingi aine kogunemist ja lõpuks ka piirmäära ületamist.

1.4.4.4. Avalikkuse roll huvide kaalumisel

Kuna ettevõtja huvi ei ole ainuke ümbritseva keskkonna kujundamisel ja kvaliteedi määramisel, vaid olulist rolli täidab ka avalikkus ja eelkõige tegevuse naabrusesse jäävad elanikud, siis on vaja enne tegevuse elluviimist välja selgitada, millistel tingimustel saab tegevust arendada. Lisaks ettevõtja erahuvidele tuleb arvestada ka mõjutatava elanikkonna huve.

Lisaks keskkonnakaitsele kui avalikule huvile, tuleb arvestada ka isiku keskkonnaga seotud huviga – kaasaegses keskkonnaõiguses esilekerkinud õigusega puhtale keskkonnale.

Osalusdemokraatia ehk avalikkuse osalemine keskkonnaloa andmise, sh keskkonnamõju hindamise menetluses aitab saavutada tasakaalu keskkonnakaitse ja majandusarengu vahel. Kui haldusorgan peaks arvestama üksnes ettevõtja huviga ja keskkonnakaitse kaalutlustega, siis kalduks kaalukauss tõenäoliselt ettevõtja kasuks. Seda eriti olukorras, kus tegevuse mõjupiirkonda ei jää kaitseala ega muud kaitstavat loodusobjekti, milles sisalduvad seaduslikud piirangud seaksid otsustajale raamid. Avalikkuse esindajad, kes on enamasti kohalikud elanikud vm puudutatud isikud või valitsusvälised

¹⁵⁷ Tallinna Ringkonnakohtu otsus 15.12.2004, 2-3/140/04, p 26.

keskkonnakaitse organisatsioonid, esitavad arendustegevuse vastu ja enda kaitseks väga sageli keskkonnakaitse argumende tuginedes keskkonnapõhiõigusele. Nii mõjutavad avalikkuse esindajad huvide kaalumist ja seega proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamist kallutades pädevat haldusorganit otsustama keskkonnakaitse kasuks.

Vahel võib esineda olukordi, kus avalikkuse esindajad soovivad arendustegevust, kuna see annab uusi töökohti ja piirkonnale paremaid võimalusi ettevõtluseks. Sellisel juhul avalikkuse esindajad kallutavad tegevuse lubamise otsustamisel kaalukaussi majandustegevuse kasuks.

Ka Euroopa Liit on direktiiviga 2003/35/EÜ pidanud avalikkuse osalemist väga oluliseks ja siseriiklikusse õigusesse ülevõetuna annab see avalikkusele kindla aluse keskkonna alases haldusmenetluses osalemiseks.¹⁵⁸

1.4.5. Õigus puhtale keskkonnale proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel

1.4.5.1. Õigus teatud kvaliteedile vastavale keskkonnale

Nagu eelmises alapeatükis selgus, on huvide kaalumisel avalikkusel oluline roll ja avalikkus viitab sageli oma huvide kaitsele keskkonnapõhiõigusele. Meetme proportsionaalsuse hindamise seisukohalt on oluline määratleda künnis, millisele kvaliteedile vastavat keskkonda on avalikkuse esindajal õigus nõuda.

Osad riigid (Portugal ja Hispaania) on keskkonnapõhiõiguse otsesõnu õigusena põhiseadusesse sätestanud.¹⁵⁹ Eesti kehtivas õiguses pole otsesõnu sätestatud õigust puhtale keskkonnale, v.a lastekaitseaduse § 45¹⁶⁰, mis keskendub ainult tulevastele põlvetele, mitte käesolevale ajale. Kohtupraktikas on põhiseaduse § 53 tõlgendatud nii,

¹⁵⁸ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2003/35/EÜ, milles sätestatakse üldsuse kaasamine teatavate keskkonnaga seotud kavade ja programmide koostamisse ning muudetakse nõukogu direktiive 85/337/EMÜ ja 96/61/EÜ seoses üldsuse kaasamisega ning õiguskaitse kättesaadavusega. 26.05.2003. – ELT L 156, 25.06.2003, lk 17.

¹⁵⁹ H. Veinla. 1998, lk 56.

¹⁶⁰ Eesti Vabariigi lastekaitseadus. 8.06.1992. – RT 1992, 28, 370; ... RT I 2009, 62, 405. Viidatud: Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kontseptsioon. Tallinn 2008, lk 47.

et sellele kohustusele korrespondeerub õigus puhtale keskkonnale.¹⁶¹ Nõustun kohtu sellise otsusega, sest põhiseaduse § 53 koosmõjus Arhusi konventsiooni artikliga 1¹⁶² on selline õigus põhiseadusest tuletatav.

Otsese keskkonnapõhiõiguse puudumist põhiseaduses püütakse korvata keskkonnaseadustiku üldosas kavandatava keskkonnapõhiõiguse sõnastusega. Õiguskindluse ja -selguse huvides on selgesõnaline keskkonnapõhiõiguse määratlus vajalik ja sellega luuakse isiku keskkonnaga seotud huvide kaitsele, aga seeläbi ka keskkonnakaitsele laiemalt senisest kindlam alus. Proportsionaalsuse seisukohalt on keskkonnapõhiõiguse selgesõnaline seaduses sätestamine vajalik ettevõtlusvabaduse tasakaalustamiseks. Praegu on huvide kaalumisel nõ kaalukaussidel keskkonnakaitse kui avalik huvi ja ettevõtlusvabadus kui isiku põhiõigus, keskkonnapõhiõiguse selgesõnalise tunnustamisega oleks tegemist põhiõiguste kaalumise ja proportsionaalse suhte leidmisega. Olukordades, kus keskkonnakaitseline avalik huvi on nõrk või puudub (seadus ei sätesta alati kõigi väärtuslike alade suhtes tegevuspiiranguid), võib isiku puutumuse kaudu keskkonnahuvi saada olulise kaalu.

KSÜSE § 29 lg 1 sätestab: *igaiühel on õigus tervise- ja heaoluvajadustele vastavale keskkonnale, millega tal on oluline puutumus.*¹⁶³ Kui tervise aspekt on keskkonnapõhiõiguses küllaltki selge ja üheselt mõistetav osa, siis heaolu on keeruline üheselt või mingites kindlates raamides määratleda. Tegemist on hinnangulise kategooriaga, mille osas kehtivad küll ühiskonna poolt üldiselt omaksvõetud tõekspidamised, kuid paljuski on heaolu iga indiviidi poolt subjektiivselt määratletav, arvestades tema isiklike huve. Nt on mitmekesine ja kaunis loodus loodusfotograafi jaoks heaolu allikas, samas ettevõtjale ja ühiskonnale laiemalt on heaolu allikaks maavara kaevandamine, mis ettevõtjale kasumit toodab, kuid mis võib-olla mõjub kahjulikult kohalikule looduslikule mitmekesisusele. *Heaolu* on seega määratlemata õigusmõiste, mida saab sisustada konkreetsel juhtumil arvestades puudutatud isikute huve ja

¹⁶¹ Vt Tartu Halduskohtu otsus 14.05.2004, nr 3-96/04. Viidatud: Keskkonnaseadustiku üldosa kontseptsioon. Tallinn 2008, lk 47.

¹⁶² Keskkonnainfo kättesaadavuse ja keskkonnaasjade otsustamises üldsuse osalemise ning neis asjus kohtu poole pöördumise konventsiooni art 1. 6.06.2001. – RT II 2001, 18, 89.

¹⁶³ KSÜSE 2010.

tõekspidamisi. Keskkonnapõhiõiguse kontekstis on *heaolu* mõiste sisustamisel eelduseks, et selle põhjus lähtub puhtast keskkonnast, mitte ettevõtte kasumist. Keskkonnast saadav heaolu ei ole rahaliselt mõõdetav ja nii sarnaneb see keskkonna iseväärtusele.

Keskkonnapõhiõiguse seisukohalt on keskkonnakaitse meetme rakendamise proportsionaalseks künniseks keskkonnakvaliteedi piirväärtused. Keskkonnakvaliteedi piirväärtus ehk normatiiv on keskkonna keemilisele, füüsikalisele või bioloogilisele näitajale kehtestatud piirväärtus, mida ei tohi inimese tervise ja keskkonna kaitsmise huvides ületada.¹⁶⁴ Seega vastab keskkonna kvaliteet inimese tervise ja sellest tulenevalt ka heaolu vajadustele, kui keskkonnakvaliteedi piirväärtusi ei ole ületatud. Ka KSÜSE § 29 lg 4 teine lause sätestab, et *keskkonna mittevastavust tervise ja heaolu vajadustele eeldatakse, kui on ületatud keskkonnakvaliteedi piirväärtust*.¹⁶⁵ Euroopa Kohus on leidnud, et juba keskkonnakvaliteedi piirväärtuse ületamise oht toob kaasa puudutatud isiku õiguse nõuda riigilt meetmete võtmist keskkonnakvaliteedi piirväärtustele vastava välisõhu seisundi tagamiseks ja riigil on kohustus selliseid meetmeid rakendada arvestades antud hetke faktilisi asjaolusid ja kõiki esindatud huve.¹⁶⁶

Euroopa Kohtu lahend viitab huvide kaalumisele, mis näitab, et keskkonnakvaliteedi piirväärtuse ületamise oht ei ole kohtu hinnangul veel piisav künnis vältimismeetmete rakendamiseks. Leian, et see künnis on piisav, sest kui keskkonnakvaliteedi piirväärtus on ületatud, siis eeldatakse juba tervise kahjustamist. Vältimismeetmete rakendamine ei saa sellisel juhul olla kaalumise esemeks.

¹⁶⁴ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik art 2 p 35. 23.10.2000. EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1; ... ELT L 140, 5.06.2009, lk 114. KSÜSE-s kavandatakse keskkonnakvaliteedi piirväärtuse mõiste üldistada kogu keskkonnale, mitte üksnes veega seonduvalt (KSÜSE § 7 lg 3).

¹⁶⁵ KSÜSE 2010.

¹⁶⁶ Euroopa Kohtu otsus (teine koda), 25. juuli 2008. Dieter Janecek versus Freistaat Bayern. Eelotsusetaotlus: Bundesverwaltungsgericht - Saksamaa. C-237/07, lõiked 42 ja 47. – EKL 2008, lk I-06221.

Heaolu vajadustele vastavat keskkonda saab sisustada keskkonna hea seisundi kaudu – nt põhja- ja pinnavee hea seisund.¹⁶⁷ Välisõhu puhul peaks heaolu vajadustele vastama saastetaseme sihtväärtus¹⁶⁸, kuid välisõhu kaitse seaduse § 13 defineerib ka sihtväärtust sellise näitajana, milleni tuleb jõuda võimalikult kiiresti, et vältida kahjulikku mõju inimese tervisele, samas sätestades, et selleni võib jõuda ka teatud tähtaja jooksul.¹⁶⁹ Välisõhu saastetaseme piir- ja sihtväärtuste suhe vajaks selgemat vahetegu.

Hea keskkonnaseisundi näitajad on samuti keskkonnakvaliteedi piirväärtused, kuid nende ületamine ei too eelduslikult kaasa tervisele mittevastavat keskkonnaseisundit. Need on eesmärgid, mille poole keskkonna kaitsmisel püüeldakse ja kui neid eesmärke ei ole veel täidetud, siis ei teki õigust nõuda tervise vajadustele vastavat keskkonda, kuid sellisel juhul võib nõuda heaolu vajadustele vastavat keskkonna seisundit, millele viitab ka KSÜSE § 29 lg 4 sõnastus. Seejuures pole oluline subjektiivsete õiguste rikkumine, vaid puutumus isiku huviga keskkonna suhtes.¹⁷⁰ Heaolu seisukohalt saab sobivaks pidada selliseid meetmeid, mis arvestavad ka hea keskkonnaseisundi saavutamise eesmärkidega. Meetme vajalikkus ja proportsionaalsus *stricto sensu* selgub alles konkreetse piirangu analüüsimisel.

Heaolu vajadustele vastavat keskkonda ei saa määratleda üksnes keskkonnanormatiivide täitmise kaudu, vaid tuleb lähtuda ka normeermata ehk mittearvulistest väärtustest. Kõiki keskkonna osasid ei ole võimalik normeerida. Keskkonna seisund võib vastata igati normatiividele, kuid mitte heaolu vajadustele juhul, kui maastikku on oluliselt muudetud või veekogu on risustatud. Veekogu risustamise keeld on veeseaduses sätestatud, kuid

¹⁶⁷ Keskkonnaministri 29. detsembri 2009. a määrus nr 75 “Põhjaveekogumite moodustamise kord ja nende põhjaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, põhjaveekogumite seisundiklassid, põhjaveekogumite seisundiklassidele vastavad keemiliste näitajate väärtused ja koguseliste näitajate tingimused, põhjavee kvaliteedi piirväärtused, põhjavee saasteainesisalduse läviväärtused ning põhjaveekogumi seisundiklassi määramise kord”. – RTL 2010, 2, 22. Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a 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”. – RTL 2009, 64, 941.

¹⁶⁸ Keskkonnaministri 7. septembri 2004. a määrus nr 115 “Välisõhu saastatuse taseme piir-, sihtväärtused ja saastetaluvuse piirmäärad, saasteainete sisalduse häiretasemed ja kaugemad eesmärgid ning saasteainete sisaldusest teavitamise tase”. – RTL 2004, 122, 1894; 2006, 33, 592.

¹⁶⁹ Välisõhu kaitse seadus. 5.05.2004. – RT I 2004, 43, 298; ... 2009, 49, 331.

¹⁷⁰ KSÜSE § 29 lg 1; RKHKo 28.02.2007, 3-3-1-86-06, p 16.

sellele ei ole kehtestatud arvulist piirmäära. Arvuliselt normeerimata keskkonna osa saab kaitsta eelkõige planeeringuga, mis näeb ette teatud kohas rekreatsiooni vm miljööväärtusliku ala ja seeläbi tekib isikul õigus nõuda, et ala säiliks sellisena, et seda saaks kasutada puhkamise eesmärgil. Selline nõue oleks kooskõlas proportsionaalsuse põhimõttega.

Õigust puhtale keskkonnale ei saa sisustada üksnes keskkonnakvaliteedi piirväärtuste kaudu ka seetõttu, et piirväärtuste järgimine ei taga alati tervise- ja heaoluvajadustele vastavat keskkonna kvaliteeti.¹⁷¹ Lahendusena saab kasutada kvalifitseeritud eksperdi abi keskkonna tegeliku seisundi hindamisel ja sellele vastava meetme määramisel.¹⁷² Keskkonnakvaliteedi piirväärtused on kehtestatud tuginedes teaduslikele argumentidele, kuid arvestades teaduslikku ebakindlust ei ole keskkonnakvaliteedi piirväärtused saajaprotsendiliselt usaldusväärsed ja võidakse aja jooksul ümber vaadata.

1.4.5.2. Keskkonnapõhiõiguse ja ettevõtlusvabaduse suhe

Nagu iga teinegi põhiõigus ei saa ka keskkonnapõhiõigus olla absoluutne, vaid tuleb arvestada avalikku huvi ja teiste isikute õigusi, sh ettevõtlusvabadust. „Ühe isiku põhiõiguse kaitse võib kaasa tuua teise isiku põhiõiguse piiramise. Sellisel juhul tuleb põhiõiguste vahel leida mõistlik tasakaal.”¹⁷³

Proportsionaalsuse põhimõtte kohaselt peaksid põhiõigused olema tasakaalus, kuid mingi tegevuse lubamisel või keelamisel võib keskkonnapõhiõigus osutada ülekaalukaks võrreldes ettevõtlusvabadusega või vastupidi. Ideaalis peaks need põhiõigused saama koos eksisteerida, st kui keegi soovib arendada tegevust, mis keskkonda oluliselt mõjutab, siis tuleks leida sellise tegevuse mõju leevendusmeetmed. Ohud peavad olema välditud ja riskid maandatud mõistlike abinõude ja kuludega.

¹⁷¹ E. Lopman. 2006, lk 60-61.

¹⁷² E. Lopman. 2006, lk 104.

¹⁷³ RKPJKo 14.04.2003, 3-4-1-4-03, p 17.

Näitena võib tuua põllumajandustootmise ja õiguse puhtale veele seosed. Põllumajandustootmisega koormatakse põhja- ja pinnavett väetistega. Veeseaduse ja selle alusel kehtestatud määrusega¹⁷⁴ sätestatud väetiste kasutuspiirangud ei välista põhjavee kvaliteedi piirväärtuste ületamist põldude läheduses paiknevates veehaaretes. Samal ajal on igal isikul õigus joogiks, toiduvalmistamiseks ja muudeks olmevajadusteks veekogu avaliku kasutamise või vee erikasutuse korras kasutada pinna- ja põhjavett.¹⁷⁵ Kui põllumajanduse väetiste kasutamist pole võimalik piirata selliselt, et puhta joogivee kättesaadavus oleks tagatud, siis tuleb kaaluda, kas lubada põllumajandust üksikute veetarbijate arvel või arvestada isiku õigust puhtale veele.

Kui miljööväärtuslikul või puhkealal soovitakse arendada keskkonda mõjutavat ettevõtlust, siis peaks huvide kaalumisel arvestama planeeringu eesmärgiga, puudutatud isikute huvidega ja konkreetse tegevusega, mida soovitakse arendada. KSÜSE § 29 lõikes 4 kavandatakse ka kaalutluspiirid: *hinnates keskkonna vastavust tervise ja heaolu vajadustele, võetakse arvesse teiste isikute õigusi, avalikke huve ja piirkonna eripära.*¹⁷⁶ Puhkealal ei sobiks kindlasti arendada tööstuslikku tegevust, kuid nt turismi vm sarnase sisuga ettevõtlus oleks puhkeala eesmärgiga kooskõlas. Heaolu vajadustele vastava keskkonna kujundamisel on oluline valida sobiv ettevõtluse viis, mida mingis piirkonnas saab arendada. Sellisel juhul ei piirata ettevõtlust ebaproportsionaalselt ning arvestatakse ka kohalike elanike huvidega.

Põhiõigused on üldjuhul võrdse kaaluga, v.a õigus elule, tervisele ja vabadusele, mida peetakse kaalukamateks muudest põhiõigustest. Keskkonnapõhiõigus ja ettevõtlusvabadus nende õiguste alla otseselt ei kuulu ja peaksid olema seega võrdse kaaluga. Lähemal vaatlemisel võib siiski teha järelduse, et keskkonnapõhiõigus on tervise kaitse osas ettevõtlusvabadusest kaalukam. Heaolu vajadustele vastava keskkonna ja

¹⁷⁴ Veeseaduse § 26¹. 11.05.1994. – RT I 1994, 40, 655; ... 2010, 8, 37. Vabariigi Valitsuse 28. augusti 2001. a määrus nr 288. “Veekaitsenõuded väetise- ja sõnnikuhoidlatele ning siloladustamiskohtadele ja sõnniku, silomahla ja muude väetiste kasutamise ja hoidmise nõuded”. – RT I 2001, 72, 443; ...2009, 66, 452.

¹⁷⁵ Veeseaduse § 13 lg 3. 11.05.1994. – RT I 1994, 40, 655; ... 2010, 8, 37. Keskkonnaseadustiku eriosa kontseptsioon 2010, lk 249. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.just.ee/41314> 18.04.2010.

¹⁷⁶ KSÜSE 2010.

ettevõtlusvabaduse kollisiooni korral on kaalumisel üksikisikute heaolu, kui sellele ei lisandu avalikku huvi.

2. Proportsionaalsuse põhimõtte Euroopa Liidu keskkonnaõiguses

2.1. Piirangute kehtestamise künnis – keskkonnakvaliteedi piirväärtused ja hea keskkonnaseisund ning EL toimimise lepingust tulenevad eesmärgid ja piirangud

Euroopa Liidu (edaspidi ka *EL*) toimimise lepingus on seatud eesmärgiks kaupade vaba liikumine siseturul (art 3 lg 3, art 34 ja art 35), mis on Euroopa Liidu eksisteerimise aluseks ning samas on eesmärgiks ka keskkonna kaitstuse ja kvaliteedi kõrge tase (art 3 lg 3 ja art 191 lg 2).¹⁷⁷ Praktika on näidanud, et need eesmärgid on sageli kollisioonis ja nende mõlema täitmiseks tuleb teha kompromisse. Kompromisside tegemisel tuleb kohaldada proportsionaalsuse põhimõtet. Proportsionaalsuse põhimõtte on sätestatud ka EL toimimise lepingu art 5 lõikes 4: *kooskõlas proportsionaalsuse põhimõttega ei või liidu meetme sisu ega vorm minna aluslepingute eesmärkide saavutamiseks vajalikust kaugemale* ja selle põhimõtte rakendamisele on pühendatud lepingu protokoll nr 2.¹⁷⁸

Proportsionaalsuse põhimõttel on oluline roll EL toimimise lepingu art 191 lõikes 2¹⁷⁹ sätestatud ettevaatuspõhimõtte rakendamisel, millele oma lahendites on korduvalt viidanud ka Euroopa Kohus.¹⁸⁰ Euroopa Komisjoni kommunikatsioon ettevaatuspõhimõtte kohta rõhutab ettevaatusmeetmete proportsionaalsust: keskkonnakaitse meetmed peavad olema kohased valitud kaitstuse tasemele ega või taotleda riski vähendamist nullini. Teatud juhtudel võib tegevuse keeld olla ainuke lahendus riski vähendamiseks, aga enne sellise meetme rakendamist tuleb välja selgitada,

¹⁷⁷ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

¹⁷⁸ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

¹⁷⁹ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

¹⁸⁰ Judgment of the Court of First Instance (Third Chamber) of 11 September 2002. Apharma Inc v Council of the European Union. Case T-70/99, paras 351, 354. – ECR 2002, p II-03495.

Judgment of the Court of First Instance (Third Chamber) of 11 September 2002. Pfizer Animal Health SA v Council of the European Union. Case T-13/99, para 471. – ECR 2002, II-03305.

Judgment of the Court of First Instance (Second Chamber, extended composition) of 26 November 2002. Artegoda GmbH and Others v Commission of the European Communities. Case T-74/00, para 183. – ECR 2002, II-04945.

kas eksisteerivad vähem koormavad meetmed nagu kaitsemeetmed, vastav kohtlemine, ajutised piirangud, tegevuskava riski realiseerumisel, tugevam järelevalve, või ohutum tehnoloogia või toode. Euroopa Komisjon rõhutab ka teadusliku ebakindlusega varjutatud riskide vähendamist lisaks selgete ohtude vältimisele arvestades keerukate põhjuslike seoste ilmumist tegevuse ja tagajärje vahel pika aja jooksul eriti just ökosüsteemides.¹⁸¹

Lisaks ettevaatuspõhimõttele ja keskkonna kõrge kaitstuse taseme põhimõttele on proportsionaalsuse hindamisel oluline ka Euroopa Liidu lepingu art 3 lõikes 3 ja art-is 11 sätestatud säästva arengu põhimõte¹⁸², mis peaks aitama tasakaalustada majanduslikke, keskkonna- ja sotsiaalseid kaalutlusi ettevaatuspõhimõtte ja keskkonna kõrge kaitstuse taseme põhimõtte kohaldamisel.

Euroopa Liidu toimimise lepingus ei selgitata, mida tähendab keskkonna kaitse ja kvaliteedi parandamise kõrge tase, kuid just see määrab suures osas proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamise. Proportsionaalsuse põhimõtet võib kohaldada lähtudes nt keskkonnanõu andja isiklikust hinnangust, mis on keskkonna kaitse kõrge tase või milline on hea keskkonna seisund või kvaliteet, kuid sellisel juhul tuleks otsused erinevad, arvestades iga loa andja esindaja subjektiivsust. Proportsionaalsuse põhimõtet ei saa kohaldada subjektiivsetel alustel, sest see viiks paratamatult ebavõrdsele kohtlemisele ja seega põhiõiguse rikkumiseni. Keskkonna kaitse optimaalse taseme hindamiseks peavad olema objektiivsed kriteeriumid ehk teisisõnu peab olema määratud teatud keskkonna kvaliteedi tase, millest allapoole ei saa minna ja tegevused, mis ei suuda täita keskkonna kvaliteedi objektiivseid kriteeriumeid, ei peaks olema lubatud või vähemalt ei peaks olema lubatud sellistel tingimustel, et keskkonna kvaliteet halveneb. Sellisteks objektiivseteks kriteeriumideks on keskkonnakvaliteedi normatiivid ehk piirväärtused.

¹⁸¹ Communication from the Commission on the precautionary principle. – COM (2000) 1 final.

Kättesaadav arvutivõrgus:

http://ec.europa.eu/dgs/health_consumer/library/pub/pub07_en.pdf#search=%22Communication%20from%20the%20Commission%20on%20the%20precautionary%20principle%22, 20.01.2010.

¹⁸² Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

Euroopa Liidus on keskkonna kvaliteedile seatud kvaliteedinormatiivid, mille järgimine on pandud liikmesriikide kohustuseks.¹⁸³ Sellised kvaliteedinormatiivid ehk piirväärtused saavad olla objektiivseks näitajaks proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel.¹⁸⁴ Keskkonna kvaliteeti ei ole aga võimalik alati arvuliselt normeerida ja seega jääb teatud osa keskkonnast paratamatult subjektiivse hindamise sfääri. Sellisel juhul saab meetmete proportsionaalsust viimase võimalusena hinnata kohtus.

Samuti ei taga keskkonnakvaliteedi normatiivid alati keskkonna head seisundit. Kvaliteedinormatiividega kehtestatakse saastainete miinimumtase keskkonnas, mida on võimalik inimesel ja keskkonnal taluda, kuid see ei tähenda veel, et keskkonna seisund oleks tervikuna hea. Keskkonna hea seisundi saavutamiseks on Euroopa Liidus kehtestatud eraldi normatiivid, mis seatakse eesmärgiks, mille poole püüelda.¹⁸⁵

Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel ja keskkonnakaitsemeetmete rakendamisel tuleb perspektiivis arvestada ka hea keskkonna seisundi saavutamise eesmärgi. Kui kvaliteedi normatiivid kehtestatakse miinimumina, millest allapoole ei või tegevuse lubamisel minna, siis omaette küsimus on, kas seatud kaugemad eesmärgid on saavutatavad ja kas meetmed nende saavutamiseks on proportsionaalsed. EL direktiivides 2008/55/EÜ, 2004/107/EÜ välisõhu kvaliteedi kohta ja veepoliitika raamdirektiivis 2000/60/EÜ rõhutatakse, et eesmärkide saavutamise kulutused peavad olema

¹⁸³ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2006/118/EÜ, mis käsitleb põhjavee kaitset reostuse ja seisundi halvenemise eest). 12.12.2006. – ELT L 372, 27.12.2006, lk 19; Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ. 16.12.2008. – ELT L 348, 24.12.2008, lk 84. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/50/EÜ välisõhu kvaliteedi ja Euroopa õhu puhtamaks muutmise kohta art 2 p 5, 6 ja 10, art 13 ja art 14. 21.05.2008. – ELT L 152, 11.06.2008, lk 1.

¹⁸⁴ Vt käesoleva töö 1.4.2.1.

¹⁸⁵ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv välisõhu kvaliteedi ja Euroopa õhu puhtamaks muutmise kohta 2008/50/EÜ art 2 p 9 art 16, art 17 ja lisad VII ja XIV. 21.05.2008. – ELT L 152, 11.06.2008, lk 1. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2004/107/EÜ arseeni, kaadmiumi, elavhõbeda, nikli ja polütsükliiliste aromaatsete süsivesinike sisalduse kohta välisõhus art 2 p a ja art 3 ning lisa I. 15.12.2004. – ELT L 23, 26.1.2005, lk 3; L 87, 31.03.2009, lk 109. Veepoliitika raamdirektiiv 2000/60/EÜ art 4 ja lisa V. 23.10.2000. EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1; ... ELT L 140, 5.06.2009, lk 114.

proportsionaalsed ja kui nt veekogu hea seisundi saavutamiseks peab rakendama ebaproportsionaalselt suuri kulutusi, siis seda eesmärki saavutama ei pea.¹⁸⁶

Proportsionaalsuse põhimõte kehtib ka direktiivis sätestatust hoolimata, kuid on hea, kui direktiivis on selgelt esile toodud, et liikmesriik ei või keskkonna hea seisundi saavutamise eesmärgil hakata isikutelt nõudma ebaproportsionaalselt kulukate keskkonnakaitse meetmete rakendamist.

Liikmesriik saab kehtestada keskkonnakaitse meetmeid kahel erineval tingimusel ja alusel: kui EL-is ei ole ühtlustamismeedet võetud, siis EL toimimise lepingu art 36 alusel ja kui ühtlustamismeede on võetud, siis art 114 või art 193 alusel.¹⁸⁷

EL toimimise lepingu art 193 võimaldab liikmesriigil kehtestada EL meetmetest rangemaid keskkonnakaitse meetmeid, kui need on toimimise lepinguga kooskõlas.¹⁸⁸ Säte viitab võimalusele, et liikmesriik saab pidada keskkonnakaitset kaalukamaks kui ettevõtlusvabadust ja kehtestada rangemad keskkonnakvaliteedi piirväärtused või saasteainete heitkoguste piirväärtused kui Euroopa Liidus, kuid seda üksnes teatud tingimustel. Meede ei või minna vastuollu toimimise lepinguga, sh selle artikliga 36, mille kohaselt rangemaid piiranguid võib kehtestada üksnes inimeste, taimede ja loomade elu ja tervise kaitseks.¹⁸⁹ EL toimimise lepingu artiklit 36 on enamasti tõlgendatud kitsendavalt ja leitud, et tegemist peab olema otsese ja vahetu ohuga.¹⁹⁰ EL toimimise lepingu artiklit 36 on siiski tõlgendatud ka laiemalt ja leitud, et art 36 võimaldab seada avaramaid keskkonnakaitselisi kaubanduspiiranguid, kui üksnes vahetu ohu tõrjumine.¹⁹¹ Proportsionaalsuse seisukohalt võiks meede minna ka kaugemale kui otsese ja vahetu ohu

¹⁸⁶ H. Veinla. *Determination of the Level of Environmental Protection and the Proportionality of Environmental Measures in Community Law*. Juridica International. I 2004. lk 89-90.

¹⁸⁷ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1. J. Ueda and M. Andenas, lk 12.

¹⁸⁸ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

¹⁸⁹ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

¹⁹⁰ K. Relve Kaupade vaba liikumine ja keskkonnakaitse Euroopa Liidus. Konfliktsete eesmärkide tasakaal. Juridica IX/2001, lk 641.

¹⁹¹ Judgment of the Court (Fifth Chamber) of 3 December 1998. Criminal proceedings against Ditlev Bluhme. Reference for a preliminary ruling: Kriminalretten i Frederikshavn - Denmark. Case 67/97. – ECR 1998, p I-08033.

tõrjumine, eriti arvestades hea keskkonna seisundi saavutamise ja keskkonna kaitstuse kõrge taseme eesmärke.

Lisaks otsese ja vahetu ohu klauslile ei või kasutada alternatiivset meetet. Nt ei saa siseriiklikult keelata aerosoolpakendite kasutamist, mis sisaldavad CFC gaasi kasutamist, kui Ühendus on teinud kohustuseks CFC gaaside tootmise ja tarbimise vähendamise. Liikmesriik võiks täielikult keelata CFC-de kasutamise, kuid ei või kasutada muud meetet, milleks on üksnes CFC-d sisaldava toote pakendi keelustamine.¹⁹²

Seega on keskkonnakaitsele suurema kaalu andmine EL toimimise lepingu artikliga 193 piiratud lepingu sätetega ja asjaoluga, et võib rakendada üksnes rangemat meetet, mis on sama mis EL-is kehtestatud, mitte muud meetet.

L. Krämer on seisukohal, et kui liikmesriik soovib kehtestada EL meetmetest rangemaid meetmeid toimimise lepingu art 193 alusel, siis saab ta seda teha üksnes ulatuses, mille osas on see lubatud ka sekundaarse õiguse alusel, sest minnes vastuollu teise õigusega, minnakse vastuollu ka toimimise lepinguga.¹⁹³ L. Krämeri seisukohaga saab nõustuda. Kui sekundaarne õigus ei luba rangemat meetet kasutada, siis toimimise lepingu artiklile 193 tugineda ei saa. Seega kui Euroopa Liit soovib teise õigusega välistada rangema meetme kasutamise, on majanduskaalutlustel ülekaal võrreldes keskkonnakaitsega.

2.2. Kaudsed keskkonnakaitse meetmed ehk ettevaatusabinõud

Keskkonnakvaliteedi piirväärtuste ja hea keskkonnaseisundi saavutamiseks on olemas otsesed meetmed, milleks on konkreetse saasteallika heitkoguste vähendamine, aga Euroopa Liidus on lisaks otsestele meetmetele kehtestatud ka kaudsed meetmed, mille täitmine on keeldude ja piirangute rakendamisel abistava iseloomuga:

- Mitme valikuvariandi läbipaistev kaalumine, sh tegevuse ja tegevusetuse riskide kaalumine ehk keskkonnamõju hindamine;

¹⁹² L. Krämer. 2007, lk 127

¹⁹³ L. Krämer. 2007, lk 131

- Avalikkuse arvamuse kohane arvestamine;
- Jätkuv riskide uurimine ja seire;
- Tõendamiskoormuse asetamine tehnoloogia vm toote arendajale, arvestades, et riski ei ole võimalik täielikult välistada.¹⁹⁴

Nende meetmete eesmärgiks on teadusliku ebakindluse vähendamine, et otsuse tegemine oleks üldse võimalik. Enne keskkonnaloa andmist peab pädev haldusorgan saama kavandatava tegevuse kohta piisavalt teavet, et määrata keskkonnaloas kohased tegevuse mõju leevendusmeetmed. Samuti peab tegevuse toimumise ajal olema teada tegelik olukord, sest pelgalt loas määratud teabele tuginedes, võib juhtuda, et veekogu või õhk on ammu saastunud, kui ei teostata regulaarset seiret ehk keskkonna kvaliteedi mõõtmist.

Euroopa Liidus on riski vähendamiseks kehtestatud keskkonnamõju strateegilise hindamise ja keskkonnamõju hindamise direktiivid.¹⁹⁵ Nende eesmärgiks on hinnata selliseid planeeringuid või tegevusi, millel on oluline mõju keskkonnale ja pakkuda välja mõju leevendamise meetmed. Teatud tegevuste puhul¹⁹⁶ on keskkonnamõju hindamine kohustuslik tegevusest lähtuvate riskide maandamiseks. Keskkonnamõju hindamine on aeganõudev ja kulukas ettevõtmine ning selle kulud tasub arendaja.

Avalikkuse kaasamise kohustus keskkonnaloa andmise ja keskkonnamõju hindamise menetlusse tuleneb Arhusi konventsioonist ja EL direktiivist 2003/35/EÜ.¹⁹⁷ Ka see kohustus seab arendaja tegevusele raamid, sest avalikkuse osalemine venitab menetlust ja

¹⁹⁴ Parliamentary Office of Science and Technology. Postnote. Handling Uncertainty in Scientific Advice. June 2004. 220, lk 3. Kättesaadav internetis: <http://www.parliament.uk/documents/upload/POSTpn220.pdf>, 25.01.2010.

¹⁹⁵ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/42/EÜ, teatavate kavade ja programmide keskkonnamõju hindamise kohta. 27.06.2001. – EÜT L 197, 21.7.2001, lk 30. Nõukogu direktiiv teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõju hindamise kohta (85/337/EMÜ). 27.06.1985. – EÜT L 175, 5.07.1985, lk 40; ...ELT L140, 5.06.2009, lk 114.

¹⁹⁶ Direktiivi 85/337/EMÜ lisas I toodud nimekirj.

¹⁹⁷ Keskkonnainfo kättesaadavuse ja keskkonnaasjade otsustamises üldsuse osalemise ning neis asjus kohtu poole pöördumise konventsioon. 6.06.2001. – RT II 2001, 18, 89. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2003/35/EÜ, milles sätestatakse üldsuse kaasamine teatavate keskkonnaga seotud kavade ja programmide koostamisse ning muudetakse nõukogu direktiive 85/337/EMÜ ja 96/61/EÜ seoses üldsuse kaasamisega ning õiguskaitsese kättesaadavusega. 26.05.2003. – ELT L 156, 25.06.2003, lk 17.

avalikkuse esindajad võivad mõnikord olla tegevuse vastu emotsionaalselt meelestatud, mis muudab avalikkusega suhtlemise raskeks.

Keskkonnaseire kohustus on üldiselt riigil, kuid ka keskkonnaloa omajad peavad ELis seatud keskkonnanormide saavutamisele kaasaaitamiseks tegema seiret ehk võtma proove vee või õhu kvaliteedi kohta ja esitama tulemuste kohta aruandeid loa andjale. Seda seetõttu, et riikliku seire raames pole võimalik igale poole pääseda ja ka ressursid riikliku seire tegemiseks on piiratud. Olulise keskkonnamõjuga käitistest lähtuva mõju seiramine jääb ka edaspidi ettevõtja kanda.

Ettevaatuspõhimõttest tulenevalt on keskkonnakahju tekkimisel ettevõtjal tõendamiskoormus, et kahju ei põhjustanud tema käitis.¹⁹⁸ Seegi on ettevõtjale täiendava koormuse seadmine võrreldes tavapärase lepinguvälise kahju tekkimisel kohaldatava tõendamiskoormisega.

Eelnevast tulenevalt võib järeldada, et teadusliku ebakindluse vähendamiseks võetavad meetmed on ettevõtjale üsna koormavad ja teaduslik ebakindlus on tõlgendatud keskkonnakaitse kasuks.

2.3. Keskkonnaga seotud väärtuste ja Euroopa Liidu toimimise eesmärkide kaalumise Euroopa Kohtu praktikas

2.3.1. Sissejuhatus

Erinevad (majanduslikud, sotsiaalsed ja keskkonna alased) väärtused on oma olemuselt liiga erinevad või ei ole nad üldse hinnatavad. Ka Euroopa Komisjon on leidnud, et ettevaatusmeetmete võtmisega seotud tulude ja kulude analüüsi ei saa taandada pelgalt majanduslikule analüüsile, vaid arvestada tuleb ka mittemajanduslike väärtusi.

¹⁹⁸ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2004/35/EÜ keskkonnavastutusest keskkonnakahjustuste ärahoidmise ja parandamise kohta art 8 lg 3 ja lg 4. 21.04.2004. – ELT L 143, 30.4.2004, lk 56;...ELT L 140, 5.06.2009, lk 140.

Keskkonnakaitse meetmete proportsionaalsuse hindamisel tuleb kaaluda mitte ainult tulusid ja kulusid, vaid ka väärtuseid.¹⁹⁹

Kui kaaluda õigust tervisele ja ettevõtlusvabadust, siis on Euroopa Komisjon märkinud, et tervise kaitse omab kahtlemata suuremat kaalu kui majanduslikud kaalutlused.²⁰⁰ Keskkonnaõiguse seisukohalt tähendab see, et kõigis keskkonnakaitse valdkondades, mis seonduvad tervisekaitsega, kehtib sama prioriteet. Enamik keskkonnakaitse valdkondi nagu näiteks välisõhu kaitse, veekeskkonna kaitse, ohtlike kemikaalide kontroll, tuumaohutus, ohtlike jäätmetega seotud riskide kontrollimine ja müraalane regulatsioon ongi otseselt või kaudselt seotud tervise kaitsega.²⁰¹

2.3.2. Majanduskaalutlused ja inimese tervis

Alpharma kaasuses lükkas kohus tagasi ravimitootja *Alpharma* väited, et antibiootikumide keelustamise määrus on ebaproportsionaalne. Kohus leidis, et tervise kaitse puhul on tegemist ülekaalukalt tähtsa eesmärgi ja väärtusega, mis õigustab isegi väga kahjulikke tagajärgi konkreetsetele ettevõtjatele ja peab üles kaaluma majanduslikud kaalutlused.²⁰² Kohus tõi kaalutlusena välja teadusliku ebakindluse kui asjaolu, mida ei saa tõlgendada antibiootikumide kasutamise kasuks. Suur osa teadlasi on üksmeelel selles osas, et antibiootikumide kasutamine toidus võib olla tõsiselt ohtlik ja resistentsuse teke on pöördumatute tagajärgedega. Kohus leidis ka, et kõnealuste antibiootikumide kasutamist ei saa põhjendada alternatiivsete loomakasvatusemeetmete suuremate kuludega.²⁰³ Seega väljendas kohus selget seisukohta, et tulude-kulude analüüs ei ole tervisekaitsekaalutluste puhul kasutatav ja tõi esile keskkonnaprobleemide eripärad

¹⁹⁹ H. Veinla. Keskkonnaõigus. Tallinn 2005, lk 138-139.

²⁰⁰ Communication from the Commission on the precautionary principle. – COM (2000) 1 final, lk 20.

Kättesaadav arvutivõrgus:

http://ec.europa.eu/dgs/health_consumer/library/pub/pub07_en.pdf#search=%22Communication%20from%20the%20Commission%20on%20the%20precautionary%20principle%22, 20.01.2010.

²⁰¹ H. Veinla. Keskkonnaõigus. Tallinn 2005, lk 139.

²⁰² Judgment of the Court of First Instance (Third Chamber) of 11 September 2002. *Apharma Inc v Council of the European Union*. Case T-70/99, para 356. – ECR 2002, p II-03495. Viidatud: H. Veinla. 2005, lk 140.

²⁰³ Judgment of the Court of First Instance (Third Chamber) of 11 September 2002. *Apharma Inc v Council of the European Union*. Case T-70/99, paras 351, 354. – ECR 2002, p II-03495.

– teadusliku ebakindluse, mõjude kumulatiivsuse ja tagajärgede pöördumatuse. Sama kordas kohus ka *Pfizer*'i kaasuses ja kaasuses *Artegodam v Komisjon*.²⁰⁴

Aher-Waggoni kaasuses leidis kohus samuti, et keskkonna ja inimese tervise kaitse on kaalukam, kui ettevõtlusvabadus, kuid ettekäändeks oli eelkõige inimese tervis. EL direktiivi 80/51/EMÜ (muudetud direktiiviga 83/206/EMÜ) art 3 lg 1 võimaldas seada rangemaid mürataseme piirväärtuseid, kui on direktiivis sätestatud ja Saksamaa kasutas seda õigust. Saksamaal on palju õhusõidukeid ja arvestades müra kumulatiivset mõju keeldus Saksamaa registreerimast õhusõidukit, mille sarnased olid registreeritud enne direktiivi ja Saksa rangemate mürataseme piirväärtuste jõustumist. Lennufirma kaebas Saksamaa kohtusse. Kohus leidis, et rangemate mürataseme piirväärtuste kehtestamine on kooskõlas EÜ asutamislepingu artikliga 30 ja proportsionaalne arvestades saavutatavat eesmärki, milleks on inimese tervise hoidmine ja keskkonnakaitse. Mürataseme ei ole võimalik muul viisil vähendada, kui kehtestades õhusõidukitele rangemad mürataseme piirväärtused.²⁰⁵ Kohus on põhjendustes siiski üsna napolisõnaline ja piirdub väitega, et meede on proportsionaalne. Kuigi ühtlustamismeede oli võetud, hindas kohus meedet kaupade vaba liikumise ja EÜ asutamislepingu art 30 kontekstis.

Tähelepanuväärne on asjaolu, et kohus arvestas siin kumulatiivset mõju, mida õhusõidukite müra koosmõjus tekitab ning ühtlasi seda, et mürataseme piirväärtuste seadmine üksikutele sõidukitele on kõige vähemkulukas viis mürataseme alandada ja seeläbi kaitsta inimese tervist ja keskkonda. Kohus ei näinud probleemi ka selles, et kõnealune õhusõiduk oli enne Saksamaad registreeritud Taanis ega selles, et Saksamaal oli õhusõidukeid, mille müratase ei vastanud piirväärtustele, kuid mis olid registreeritud enne EL vastava direktiivi ja Saksa seaduse jõustumist. Selge on see, et regulatsioonil ei saa olla tagasiulatuvat mõju ja liikmesriigil on õigus kehtestada teisest liikmesriigist rangemaid piirväärtuseid, kui direktiiv seda võimaldab.

²⁰⁴ Judgment of the Court of First Instance (Third Chamber) of 11 September 2002. *Pfizer Animal Health SA v Council of the European Union*. Case T-13/99, para 471. – ECR 2002, II-03305.

Judgment of the Court of First Instance (Second Chamber, extended composition) of 26 November 2002. *Artegodan GmbH and Others v Commission of the European Communities*. Case T-74/00, para 183. – ECR 2002, II-04945.

²⁰⁵ Judgment of the Court (Fifth Chamber) of 14 July 1998. *Aher-Waggon GmbH v Bundesrepublik Deutschland*. C389/96. ECR 1998, p I-04473.

Samas on üsna kindel, et kui müra ei mõjutaks oluliselt inimese tervist, siis ei oleks kohus sellist otsust üksnes keskkonna iseväärtuse kaitseks teinud, v.a kui ei oleks tegemist olnud EL tähtsusega kaitsealaga.

2.3.3. Majanduskaalutlused ja looduskaitse

Euroopa Kohus on pidanud otsustama majanduslike ja puhtalt keskkonnakaitseliste kaalutluste vahekorra üle *Lappeli* kaldapealse kaasuses. Ühendkuningriigis asub Sheernessi sadam, millega piirneb *Lappeli* kaldapealne, mis on ornitoloogiliste kriteeriumide järgi oluline linnuala ja loodusdirektiivi 92/43/EMÜ alusel oleks see ala tulnud määratleda kaitsealana. Sadam pidas laiendamise plaane just selle ala suunas. Ühendkuningriigi valitsus otsustas seetõttu ala kaitsealade seast välja arvata, lähtudes majanduslikest ja sotsiaalsetest kaalutlustest. Euroopa Kohus leidis, et majanduslikud kaalutlused ei saa ühelgi juhul kaaluda üles ökoloogilisi huve, kui määratakse kaitseala.²⁰⁶ Seega tuleb kaitsealade määramisel arvestada üksnes ökoloogilisi huve ja majanduslikud argumendid tuleb täiesti kõrvale jätta. Loodusdirektiivi art 6 lg 3 ja lg 5 võimaldavad erandeid sellest reeglist üksnes olulise avaliku huvi olemasolul või kui tegemist on EL esmatähtsate liikide või elupaikadega, siis on erand õigustatud üksnes inimese tervise kaitsel või avalik julgeoleku huvides ja muud kaalutlused (sh majanduslikud ja sotsiaalsed) ei ole arvestatavad.²⁰⁷

Euroopa Kohus on varasemalt jõudnud samale järeldusele ka *Leybucht*'i kaasuses. *Leybucht*'i kaasuses leidis kohus, et kaitseala vähendamine on õigustatud ainult juhul, kui sellel on positiivne mõju lindude elupaigale. Saksa valitsus tahtis linnudirektiivi järgi lindude elupaigana kvalifitseeritavat ala vähendada inimeste turvalisuse kaalutlustel. Saksa valitsus kavatses ehitada veekogule tammi ja kindlustada kallast üleujutuse eest, kuid selleks oleks pidanud lindude elupaigaks määratud ala vähendada. Saksa valitsus

²⁰⁶ Judgment of the Court of 11 July 1996. Regina v Secretary of State for the Environment, ex parte: Royal Society for the Protection of Birds. Case C-44/95. – ECR 1996, p I-03805. Viidatud: H. Veinla. 2005, lk 144.

²⁰⁷ Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. 21.05.1992. – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7; ...ELT L236, 23.09.2003, lk 33. Viidatud: H. Veinla. 2005, lk 144-145.

põhendas veel elupaigaks määratud ala vähendamist sellega, et kalalaevad pääseksid paremini ligi ühele kaldal asuvale sadamale, kuid Euroopa Kohus leidis, et see argument on arvestatav üksnes siis, kui sellega kaasnevad ka soodsad ökoloogilised tagajärjed. Antud juhul olid tammi ehitamisel ka soodsad ökoloogilised tagajärjed, kuna linnualana määratletav ala oleks peale tammi ehitamist täiesti rahule jäetud ja seega kaitse eesmärk täietud.²⁰⁸

Eelnevatega sarnane on ka *Santoña märgala* (Hispaania) kaasus. Santoña märgala on ökoloogilistest kriteeriumidest lähtudes oluline linnuala, kus pesitseb üle kolmekümne linnudirektiivi alusel kaitstava linnuliigi (sh rändliigid). Selle ala lähedusse hakati rajama tööstusrajatise ja maanteed. Sellise tegevuse tagajärjel märgala veerežiim muutus, mis oli otseseks ohuks seal pesitsevatele lindudele. Märgalal kaitsemeetmete võtmata jätmist õigustas Hispaania sellega, et majanduslikud ja sotsiaalsed kaalutlused peavad linnudirektiivis toodud ökoloogilised kriteeriumid üles kaaluma. Kohus ei olnud sellise seisukohaga sugugi nõus ja märkis, et kaitsealade määramist juhivad üksnes ökoloogilised kriteeriumid ja et Santoña märgala on Hispaania territooriumil üks olulisemaid ökosüsteeme. Kohus oli seisukohal, et maantee ehitamine mitte üksnes ei vähenda märgala pindala, vaid see mõjutab negatiivselt ka looduslikku rahu selle alal ja seega lindude soodsat looduskaitsest seisundit.²⁰⁹

Lisaks eelnevatele kaasusele on Euroopa Kohus jõudnud samale järeldusele – kaitseala määramisel tuleb arvestada üksnes ökoloogilisi kriteeriumeid ja majanduslikud ning sotsiaalsed kriteeriumid tuleb kõrvale jätta, v.a väga piiratud erandid – ka kaasuses *Euroopa Komisjon vs Holland*.²¹⁰

²⁰⁸ Judgment of the Court of 28 February 1991. Commission of the European Communities v Federal Republic of Germany. C-57/89. ECR 1991, p I-00883. Viidatud: H. Veinla. *Saaremaa sadama ja teiste samalaadsete projektide arendamine. Õiguslikud riskid Euroopa Ühenduse looduskaitse direktiivide kontekstis*. Juridica X/2005, lk 696.

²⁰⁹ Judgment of the Court of 2 August 1993. Commission of the European Communities v Kingdom of Spain. C-355/90. – ECR 1993, p I-04221. Viidatud: H. Veinla. *Saaremaa sadama ja teiste samalaadsete projektide arendamine. Õiguslikud riskid Euroopa Ühenduse looduskaitse direktiivide kontekstis*. Juridica X/2005, lk 697.

²¹⁰ Judgment of the Court of 19 May 1998. Commission of the European Communities v Kingdom of the Netherlands. C-3/96. ECR 1998, p I-03031. Viidatud: H. Veinla. *Saaremaa sadama ja teiste samalaadsete*

Loodusdirektiivi 92/43/EMÜ art 6 lg 3 ja lg 4 võimaldavad kava või projekti, millel on kaitsealale negatiivne mõju, ellu viia üldiste huvide seisukohast eriti mõjuvatel põhjustel, kusjuures esmatahtsate alade või liikide²¹¹ puhul võib kaaluda üksnes argumente, mis on seotud rahva tervise või avaliku julgeolekuga, esmatahtsate soodsate tagajärgedega keskkonnale või komisjoni arvamuse kohaselt muude üldiste huvide seisukohast eriti mõjuvate põhjustega.²¹² Seega on loodusdirektiivis siiski jäetud võimalus otsustada kaitsealasid negatiivselt mõjutava tegevuse korral, kas majandustegevus või mõni muu väärtus on kaitseala terviklikkusest ja soodsast seisundist kaalukam, kuid sellisel juhul tuleb võtta asendusmeetmed²¹³, mis kokkuvõttes võivad osutada kulukamaks, kui ala säilitamine.

Eelnevast võib järeldada, et Euroopa Komisjoni ja Kohtu seisukoht on väga selge ja ühemõtteline – tervisekaitse ja teatud juhtudel pöördumatute tagajärgede korral keskkonnale omab keskkonnakaitse reeglina ülekaalu majanduslike ja nendega seotud sotsiaalsete kaalutluste ees.

2.3.4. Kaupade vaba liikumine ja keskkonnakaitse

Euroopa Kohus on teinud ka teistsuguseid otsuseid, pidades mõningaid piiranguid ebaproportsionaalseks võrreldes saavutatava eesmärgiga ja andnud keskkonnakaitsest olulisema kaalu kaupade vabale liikumisele. Kaupade vaba liikumine on EL toimimise üks põhialuseid ja kaitstav EL toimimise lepinguga. EL toimimise lepingu art 36 võimaldab seada piiranguid kaupade vabale liikumisele üksnes väga põhjendatud juhtudel: mh inimeste, loomade või taimede elu ja tervise kaitsmiseks. Sama artikli teine

projektide arendamine. Õiguslikud riskid Euroopa Ühenduse looduskaitse direktiivide kontekstis. Juridica X/2005, lk 697.

²¹¹ Need on loodusdirektiivi 92/43/EMÜ I ja II lisas tähistatud tärniga.

²¹² Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. 21.05.1992. – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7; ...ELT L236, 23.09.2003, lk 33.

²¹³ Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta art 6 lg 4. 21.05.1992. – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7; ...ELT L236, 23.09.2003, lk 33.

lause sätestab, et sellised keelud või piirangud ei või olla suvalise diskrimineerimise vahendiks või liikmesriikidevahelise kaubanduse varjatud piiramiseks.²¹⁴

Nn Taani pudelite kaasuses leidis kohus, et Taani seadus, mille kohaselt imporditavate jookide pudelid pidid olema vastavuses üksnes siseriikliku taaskasutamissüsteemiga, ei ole proportsionaalne võrreldes saavutatava eesmärgiga.²¹⁵ Imporditavate jookide pudelid tuleb viia tagasi müüjale ja selline nõue oleks olnud kohtu arvates proportsionaalne ka keskkonna kaitsmise eesmärgil. Kohus pidas proportsionaalseks taaskasutuse nõuet üldiselt, kuid piirang, mis kohustas kasutama üksnes siseriiklikult aktsepteeritavaid pudeleid, ei olnud kooskõlas EÜ asutamislepingu artikliga 30.²¹⁶

Kohtu seisukohaga võib nõustuda, sest Taani nõue ei läbinud vajalikkuse testi – imporditavate pudelite tagastamine müüjale oli vähemkoormav meede, kui nende vastavusse viimine Taani siseriikliku süsteemiga. Küsitav on siiski, kas müüjale pudeli tagastamine on keskkonna suhtes sama tõhusat kaitset pakkuv meede kui Taani siseriiklik pudelite kogumise süsteem. Kui siseriiklik süsteem võimaldab pudeleid tagastada mistahes vastuvõtukohas, siis imporditavate pudelite tagastamise piiramine üksnes müüjale tagastamisega ilmselt ei soodusta, et pudeleid viiakse tagasi võimalikult suures ulatuses. Paratamatult jõuavad osad pudelid sellisel juhul lõpuks prügilasse, sest müüjale tagastamine ei ole nii mugav, kui üldine tagastamise süsteem. Seega ei saa väita, et see süsteem on sama efektiivne kui siseriiklik süsteem ja kohus andis antud juhul eelisõiguse kaupade vabale liikumisele, pidades tagastamata jäävate pudelite osakaalu marginaalseks²¹⁷ ja keskkonnakaitse seisukohalt mitte nii oluliseks, et piirang oleks õigustatav EÜ asutamislepingu artikliga 30 (EL toimimise lepingu art 36).

Saksa jõeühkide kaasuses keelas Saksamaa kõikide elusate jõeühkide sisseveo, v.a õppe- ja uurimise otstarbel litsentsi alusel eesmärgiga kaitsta Saksa jõeühke

²¹⁴ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.

²¹⁵ Judgment of the Court of 20 September 1988. Commission of the European Communities v Kingdom of Denmark. Case 302/86. – ECR 1988, p 04607.

²¹⁶ Judgment of the Court of 20 September 1988. Commission of the European Communities v Kingdom of Denmark. Case 302/86. – ECR 1988, p 04607.

²¹⁷ Judgment of the Court of 20 September 1988. Commission of the European Communities v Kingdom of Denmark. Case 302/86. – ECR 1988, p 04607.

väljasuremise eest, mida võib põhjustada sisseveetavate jõevähkide katk. Samas võimaldas Saksa seadus anda sellest reeglist erandina loa elusate jõevähkide kaubanduslikuks sisseveoks, kui piirang osutub väga koormavaks. Sellise erandi kasutamine oli küllaltki tavapärane. Euroopa Kohtu hinnangul oli Saksa meede ebaproportsionaalne *stricto sensu*, kuna lauskeelu oleks saanud asendada vähem piirava mõjuga meetmega, nt oleks kohtu arvates võinud kehtestada sisseveetavate jõevähkide haiguskontrolli või reguleerida jõevähkide kasutust oma territooriumil.²¹⁸

Sisult sarnases *Bluhme* mesilaste kaasuses oli kohtu otsus täiesti vastupidine: kohus leidis, et teatud liigi väljasuremise vältimiseks ja bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks on võõrliikide sisseveo keeld õigustatud.²¹⁹ Kahe esmapilgul sisult väga sarnaste asjaoludega kaasuse puhul on see erisus, et *Bluhme* mesilaste juhtumil puudus vähemkoormav meede, mis oleks kohtu hinnangul olnud samaväärne eesmärgi saavutamiseks.

Vajalikkuse testi ei läbinud ka Austria teatud liiklusvahendite sõidukeeld. 2002. ja 2003. aastal ületati Austrias Vomp/Raststätte kontrollpunktis lämmastikdioksiidile ja lämmastikoksiidile kehtestatud aastane piirtase, mida on suurendatud ületamismäära võrra. Välisõhu kvaliteedi parandamiseks keelas Austria teatud kaupu vedavate üle 7,5-tonniste veoautode liiklemise esmatähtsal maanteelõigul. Kohus leidis, et „...enne nii radikaalse meetme kehtestamist nagu liiklemise täielik keelamine kiirtee lõigul, mis on tähtis ühendustee teatud liikmesriikide vahel, oleksid Austria ametiasutused pidanud hoolikalt kaaluma võimalust kasutada meetmeid, mis piiravad kaupade vaba liikumist vähem, ning loobuma neist ainult siis, kui on kindlalt tõendatud nende sobimatus taotletava eesmärgi saavutamiseks.“²²⁰

²¹⁸ Judgement of the Court of 13 July 1994. Commission of the European Communities v Federal Republic of Germany. C-131/93, paras 17-27. – ECR 1994, p 3513.

²¹⁹ Judgment of the Court (Fifth Chamber) of 3 December 1998. Criminal proceedings against Ditlev Bluhme. Reference for a preliminary ruling: Kriminalretten i Frederikshavn - Denmark. Case 67/97. – ECR 1998, p I-08033.

²²⁰ Euroopa Kohtu otsus (suurkoda), 15. november 2005. Euroopa Ühenduste Komisjon versus Austria Vabariik lõik 87. C-320/03. – EKL 2005, lk I-09871.

Wallonia kaasus on huvitav selle poolest, et kohus arvestas proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel ka jäätmekäitluse põhimõtteid, milleks on eelkõige käitlemine jäätmete tekkekohale võimalikult lähedal. *Wallonia* juhtumil oli keelatud ohtlike jäätmete import *Wallonia* maakonda Belgias. Selles kaasuses hindas kohus meetme proportsionaalseks arvestades jäätmekäitluse põhimõtteid ja tõi välja lisaks inimese tervise kaitsmisele ka puhtalt keskkonna kaitsmise vajaduse ning kohalikud olud jäätmete vastuvõtmiseks. Kohus leidis, et meede ei ole diskrimineeriv arvestades asutamislepingu art 130r (EL toimimise lepingu art 191), mille kohaselt tuleb keskkonnakahju likvideerida selle tekkekohale võimalikult lähedal.²²¹

Eelnevast järeldub, et kaupade vaba liikumist puudutavates keskkonnakaitse küsimustes kaldub ülekaal kaupade vaba liikumise poolele, v.a mõned erandid (*Bluhme* mesilaste ja *Wallonia* jäätmete kaasused). Tähelepanuväärne on, et mõlemas erandis argumenteeris kohus looduse iseväärtuse kasuks, mis näitab, et teatud juhtudel on looduse iseväärtusel võrreldes majanduskaalutlustega oluline kaal ka siis, kui tegemist pole EL kaitsealaga.

2.3.5. Euroopa Kohtu praktika üldised tendentsid proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel

J. Ueda ja M. Andenas leiavad, et Euroopa Kohus on proportsionaalsuse põhimõtet muutnud ja loonud eelduse keskkonna kasuks: teaduslik või meditsiiniline ebakindlus võimaliku kahju osas kaalub üles mistahes ebakindluse meetme mõju osas.²²² Seda ei saa väita siiski kõigi juhtumite kohta nagu näitab eelnev kohtupraktika analüüs. Kuigi inimese tervist ja teatud juhtudel ka keskkonda peetakse majanduslikest kaalutlustest olulisemaks, on Euroopa Liidus kaupade vabal liikumisel siiski eelisõigus. Kui inimese tervis või esmatähtis liik või ala otseselt ohus ei ole, siis peavad kaubad saama vabalt ja takistusteta liikuda ka juhul, kui see võib kaudselt keskkonnale olla ebasoodne või võetav alternatiivne meede ei pruugi olla sama efektiivne kui eba-proportsionaalseks hinnatud meede.

²²¹ Judgment of the Court of 9 July 1992. Commission of the European Communities v Kingdom of Belgium. Case 2/90. – ECR 1992, pI-04431.

²²² J. Ueda and M. Andenas, lk 18.

Huvitav on J. Ueda ja M. Andenase järeldus, et täielik impordi või ekspordi keeld kallutab kohut hindama meetet pigem eproportsionaalseks, hoolimata asjaolust, et võib eksisteerida kaalukas keskkonnakaitseline argument nagu liigikaitse või jäätmekäitlus.²²³ See võib olla nii, aga mitte alati, sest täielikku sisseveo keeldu on tõlgendatud ka proportsionaalseks nt *Bluhme* mesilaste kaasuses, kuid sellised juhtumid on pigem erandlikud. *Bluhme* mesilaste juhtumil oli Taani seaduses ette nähtud ka kompensatsioonimehhanism sellise impordikeelu rakendamiseks, mis kindlasti kallutas kaalukaussi meetme proportsionaalsuse kasuks.²²⁴

Kaasustes *Tridon* ja Austria teatud sõidukite liikumiskeeld hindas kohus meetme vajalikkust, kuid piiras vajalikkuse mõiste vähem kaubandust piirava meetme mõistega, mis on märk sellest, et kohus soovib vajalikkuse hindamist ühtlustada ja lihtsustada.²²⁵ Vajalikkuse hinnang võib osutada subjektiivseks, kuid asetades kaalukaussile teise Euroopa Liidus olulise väärtuse, milleks on kaupade vaba liikumine, on vajalikkuse hindamine ühtlasem ja ühtlasi tagab see ka võrdse kohtlemise nende suhtes, kelle suhtes piirangut rakendatakse. Kui vajalikkust hinnata skaalal, milline meede on kaupade vaba liikumise suhtes kõige vähem piirav, siis tuleb jälgida, et hinnatakse eesmärgi suhtes samaväärseid meetmeid, et ei kannataks teine oluline Euroopa Liidu eesmärk, milleks on keskkonna kaitstuse kõrge tase.

J. H. Jans toob välja teistmoodi kohtupraktika näite, kus kohus ütles, et kui teisele õigusega on kehtestatud ühenduse miinimumreeglid, siis võib neist alati rangemaid reegleid kehtestada asutamislepingu art 176 (EL toimimise lepingu art 193) alusel ja selliste reeglite proportsionaalsust ei pea hindama Euroopa Kohtus, kui asutamislepingu (alates 1.01.2010 EL toimimise lepingu) sätteid ei kahjustata.²²⁶ J. H. Jans sellist kohtu seisukohta ei jaga, sest leiab, et Euroopa Kohtu kontroll siseriiklike normide üle

²²³ J. Ueda and M. Andenas. lk 21.

²²⁴ Opinion of Mr Advocate General Fennelly delivered on 16 June 1998. Criminal proceedings against Ditlev Bluhme. Case C-67/97. – ECR 1998, p I-08033. Viidatud: J. Ueda and M. Andenas. lk 21.

²²⁵ J. Ueda and M. Andenas. lk 21.

²²⁶ Euroopa Kohtu otsus (esimene koda), 14. aprill 2005. Deponiezweckverband Eiterköpfe versus Land Rheinland-Pfalz. Kohtuasi C-6/03, p 64. EKL 2005, lk I-02753. Viidatud: J. H. Jans. Minimum Harmonisation and the Role of the Principle of Proportionality, lk 5. Kättesaadav arvutivõrgus: http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1105341, 30.04.2010.

võimaldab ära hoida rangemate reeglite kehtestamise kuritarvituse. Samas näitab eeltoodud juhtumist hilisema kohtupraktika analüüs, et kohus siiski hindab proportsionaalsust küll mitte otseselt, vaid „ridade vahel“, nõudes, et riiklikud meetmed peavad olema EL miinimumreeglite eesmärkide pikendused.²²⁷ Kui rangemad reeglid lähevad vastuollu kaupade vaba liikumise reegluga, peab J. H. Jansi arvates kohus proportsionaalsust hindama väga hoolikalt. Liikmesriik saab valida omale sobiva keskkonna kaitstuse taseme, kuid peab näitama, et situatsioon on nii erandlik, et direktiivist rangemad meetmed on vajalikud. Kohtupraktika ei ole ka selles osas eriti selge, mis näitab, et proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamine ei ole lihtne ülesanne.²²⁸

J. H. Jansi seisukohtadega saab nõustuda. Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamine ei ole tõesti lihtne ülesanne, sest tegemist on paljuski hinnanguliste kategooriatega ja asjaolud on igal juhtumil rohkem või vähem erinevad. Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel ei saa välja töötada ühtset malli, vaid igale juhtumile tuleb läheneda lähtudes tema eripärast. Keskkonnaasjades on mitmeid eripärasid, mida tuleb arvestada – teaduslik ebakindlus, saastuse kandumine ühest keskkonnaelemendist teise, teatud mõjude varjatuse või kumulatiivsus, tagajärgede pöördumatus teatud juhtudel, keskkonna kui väärtuse ja keskkonnakahju hindamise keerukus jne. Euroopa Kohus peaks siiski raskustest hoolimata proportsionaalsust hindama, sest kui Euroopa Kohus seda ei tee, siis nt EL toimimise lepingut rikkuvaid kaubanduspiiranguid ei saa üks liikmesriik teises liikmesriigis vaidlustada ja seega võib kaupade vaba liikumine takerduda liikmesriikide proteksionistlike meetmete ja varjatud diskrimineerimise taha. Liikmesriik peab põhjendama piirangute sobivust ja vajalikkust ning ka kitsamas mõttes proportsionaalsust.

J. H. Jansi seisukoht, et Euroopa Kohus on pidanud oluliseks, et siseriiklikud meetmed peavad olema EL eesmärkide pikendused on veidi ebaselge, kuid tähendab ilmselt seda, et liikmesriik ei saa võtta teist meetet ega muuta saavutatavat eesmärki.²²⁹

²²⁷ J. H. Jans, lk 12-13.

²²⁸ J. H. Jans, lk 13.

²²⁹ Vt ka L. Krämeri seisukoht käesolevas töös 2.1.

2.4. Keskkonnakaitsemeetmete proportsionaalsus keskkonnamõju hindamise ja Natura ala keskkonnamõju hindamise näidetel

2.4.1. Keskkonnamõju hindamine

2.4.1.1. Sissejuhatus

Keskkonnamõju hindamine (edaspidi ka *KMH*) on kõrvuti keskkonnanormatiivide ja keskkonnalubadega üheks vahendiks, mille eesmärgiks on erinevate arenguprojektidega kaasnevate keskkonnamõjude kontrollimine. KMH menetlus rajaneb põhimõttel, et mitte haldusorgan, kes annab tegevuslubasid, ei pea tõendama kavandatava tegevuse keskkonnaohutust, vaid seda peab tegema tegevuse arendaja.²³⁰

Lühidalt kirjeldades on KMH menetlus järgmine. KMH regulatsioon tavaliselt nõuab teatud arendusprojektide, mis reeglina on loakohustuslikud, keskkonnamõju hindamist. Arendaja või haldusorgan (see sõltub vastava riigi õiguslikust regulatsioonist) peab keskkonnamõju hindama ja selgitama välja kavandatava tegevuse eeldatava mõju ümbritsevale keskkonnale. KMH tulemus avalikustatakse ja avalikkus kaasatakse KMH protsessi. Haldusorgan, kes annab loa kavandatavale tegevusele, saab kavandatava tegevuse suhtes otsuse tegemiseks KMH tulemusest teavet, kas lubada tegevust või mitte või lubada teatud tingimustel.²³¹ KMH on tavaliselt keskkonnamõju andmise menetluse osa, kuid ei ole veel loa andmise protsess, vaid on vahendiks (tõendiks) keskkonnamõju andmisel.²³² Keskkonnamõju hindamise nõuded EL liikmesriigile on kehtestatud EL direktiiviga 85/337/EMÜ.²³³

KMH menetluses määratletakse keskkonnakaitse meetmete sisu ja ulatus ning seetõttu on sellel menetlusel proportsionaalsuse põhimõtte seisukohalt oluline tähendus. Selles

²³⁰ H. Veinla. Sissejuhatus keskkonnaõigusesse. Juura, Õigusteabe AS 1998. lk 95

²³¹ H. L. Brown. Expanding the Effectiveness of the European Union's Environmental Impact Assessment Law. HeinOnline --- 20 B C Int 313. 1997.

²³² S. Stec, S. Casey-Lefkowitz. The UN/ECE Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-Making and Access to Justice in Environmental Matters – an Implementation Guide. United Nations – Geneva and New York. 2000. Arvutivõrgus. Kättesaadav: <http://www.unece.org/env/pp/acig.pdf> 19.02.2010.

²³³ Nõukogu direktiiv teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõju hindamise kohta (85/337/EMÜ). 27.06.1985. – EÜT L 175, 5.07.1985, lk 40;...ELT L140, 5.06.2009, lk 114.

menetluses ei kaaluta veel ettevõtja huvi ja keskkonnakaitse huvi, kuid valmistatakse ette teave, mille pinnalt kaalumise saaks toimuda. EL direktiivi saastuse kompleksse vältimise ja kontrollimise kohta 2008/1/EÜ art 9 lg 2 kohustab olulise keskkonnamõjuga tegevuste²³⁴ lubade andmisel uutele käitistele või olemasolevate käitiste keskkonnamõjuga olulisel muutmisel KMH menetluse, sh avalikkuse kaasamise tulemustega arvestama.²³⁵ KMH menetluses sätestatud kohustused on ettevõtja jaoks koormavad ja seoses sellega analüüsin KMH menetlusnõuete proportsionaalsust.

Arendaja ei pea tõendama tegevuse ohtlikkust keskkonnale, vaid peab enne projekti elluviimist kinnitama, et tema tegevus ei põhjusta keskkonnaseisundi märkimisväärset halvenemist.²³⁶ Olulise keskkonnamõjuga investeerimisprojektide puhul tuleb ulatuslikult arvesse võtta ökoloogilised, majanduslikud, sotsiaalsed ja kultuurilised tingimused ning kogu menetlus peab toimuma avalikult ning võimalusega avaldada arvamust kavandatava tegevuse suhtes. KMH eesmärgiks on kavandatava tegevusega kaasneva keskkonnamõju ulatuse hoolikas läbimõtlemine ja kõige vähem kahju tekitava strateegia (tegevuse viis ja leevendusabinõud) kavandamine. KMH õigusliku regulatsiooni eesmärgiks on vähendada või vältida keskkonnakahju, mis tavaliselt kaasneb arendusprojektide teostamisega. See on ettevaatusel põhinev lähenemine.²³⁷

2.4.1.2. KMH algatamise või algatamata jätmise kaalumise

Keskkonnamõjuga andja peab algatama keskkonnamõju hindamise olulise keskkonnamõjuga tegevuse kavandamise korral. Olulise keskkonnamõjuga tegevuste nimekiri on sätestatud KeHJS § 6 lõikes 1. Nende tegevuste puhul on KMH kohustuslik ja hindamise vajadust ei pea põhjendama ning loa andjal ei teki kaalutusõigust, kas algatada KMH või mitte.

²³⁴ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2008/1/EÜ saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta (kodifitseeritud versioon) lisa I. 15.01.2008. – ELT L 24, 29.01.2008, lk 8; L 140 5.06.2009, lk 114.

²³⁵ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/1/EÜ saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta (kodifitseeritud versioon). 15.01.2008. – ELT L 24, 29.01.2008, lk 8; L 140 5.06.2009, lk 114.

²³⁶ H. Veinla. *Keskkonnamõju hindamine kui keskkonnariskide ennetamise ja juhtimise vahend*. Juridica X/2006 lk 698

²³⁷ K. Geiser. *Preface. Establishing a general duty of precaution in environmental protection policies in the United States*. Protecting the Public Health and the Environment. Implementing the Precautionary Principle. Edited by C. Raffensperger and J. A. Tickner. Island Press Washington D.C 1999. lk xxiii

KeHJS § 6 lõigetes 2-4 on sätestatud tegevusvaldkonnad ja kriteeriumid keskkonnamõju olulisuse hindamiseks, kui kavandatav tegevus ei kuulu § 6 lg 1 alla.²³⁸ Sellisel juhul kehtivad ka Vabariigi Valitsuse 29. augusti 2005. a määrusega nr 224 kehtestatud täpsustatud tegevusvaldkondade loetelu, mille korral tuleb kaaluda KMH algatamise vajalikkust.²³⁹ Otsustades KMH vajalikkuse üle KeHJS § 6 lg 2-4 alusel on vaja otsust põhjendada, kuigi sellise otsuse puhul ei ole tegemist haldusaktiga. Erialakirjanduses ja kohtupraktikas peetakse KMH aruande heakskiitmist menetlustoiminguks.²⁴⁰

KMH algatamise otsust on vaja põhjendada seetõttu, et otsus on arendaja jaoks koormav, otsuse puhul KMH-d mitte algatada, on põhjendus vajalik keskkonnakaitse huvides. Esimesel juhul on vaja põhjendada kavandatava tegevuse võimaliku keskkonnamõju olulisust. Teisel juhul on vaja näidata, kas keskkonnakaitse kaalutlusi on piisavalt arvesse võetud ning miks on leitud, et keskkonnamõju ei ole oluline.

Juhtudel, kui tegevuse KMH pole kohustuslik, tõstatab KMH algatamise otsus samuti proportsionaalsuse küsimuse. Miks on vaja hinnata tegevuse, mis jääb väljapoole kohustusliku KMH nõuet, keskkonnamõju? KeHJS § 6 lg 3 sätestab kriteeriumid, mille pinnalt peab loa andja andma eelhinnangu, kas kavandataval tegevusel võib olla oluline keskkonnamõju:

- 1) tegevuse ala ja selle lähiümbruse keskkonnatingimused;
- 2) tegevuse iseloom, kaasa arvatud kasutatav tehnika, loodusvarade kasutamine, jäätme- ja energiamahukus, ning lähipiirkonna teised tegevused;
- 3) tegevusega kaasnevad tagajärjed, nagu vee, pinnase või õhu saastatus, jäätmete, müra, vibratsioon, valgus, soojus, kiirgus ja lõhn;
- 4) tegevusega kaasnevate õnnetuse esinemise võimalikkus;

²³⁸ Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse § 6. 22.02.2005. – RT I 2005, 15, 87; ...2010, 8, 37.

²³⁹ Vabariigi Valitsuse 29. augusti 2005. a määrus nr 224 “Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb kaaluda keskkonnamõju hindamise algatamise vajalikkust, täpsustatud loetelu”. – RT I 2005, 46, 383.

²⁴⁰ Tallinna Ringkonnakohtu 18. jaanuari 2005. a otsus nr 2-3/271/05 p 13. Viidatud: I. Pilving. Haldusakti siduvus. Uurimus kehtiva haldusakti õiguslikust tähendusest rõhuasetusega avalik-õiguslikel lubadel. Doktori väitekirj. Juhendaja: Knd prof Kalle Merusk. Tartu Ülikooli Kirjastus. 2006. Lk 152

5) kavandatava tegevuse eeldatav mõju Natura 2000 võrgustiku alale või mõnele muule kaitstavale loodusobjektile;

5) eelnimetatud mõjudega kaasneva mõju suurus, ruumiline ulatus, kestus, sagedus ja pöördumus, toime, kumulatiivsus ja piiriülene mõju ning mõju ilmnemise tõenäosus.²⁴¹

KeHJS § 6 lõikes 3 sätestatud kriteeriumid näitavad, et ka sellisel tegevusel, mis jääb väljapoole kohustuslikku KMH nõuet, võib olla oluline keskkonnamõju ja loa andja peab iga tegevuse puhul hindama, kas KMH on vajalik või mitte.²⁴² KMH algatamine ilmselgelt väikese keskkonnamõjuga tegevuse korral oleks ebaproportsionaalne.

Kui eelhindangu käigus on leitud, et kavandataval tegevusel võib olla oluline keskkonnamõju, siis tuleks välja selgitada, kas kavandatava tegevuse eeldatava keskkonnamõju kohta on võimalik saada piisavalt teavet muul arendajat vähemkoormaval viisil kui KMH menetluses. Keskkonnaministeerium algatas KMH, et välja selgitada kiirgustegevusega kaasneva avariilukorra võimalikkus ja tagajärjed ning avariilukorras tegutsemise plaan, kui selle kohta oli võimalik saada teavet kiirgusohutuse hinnangust, mille koostamine oli kiirgustegevusloa saamise eelduseks vastavalt kiirgusseaduse § 18 lg 1 punktile 10.²⁴³ Keskkonnaministeerium tõi KMH algatamise põhjendusena tõsise kahju tekkimise riski vähendamise vajalikkuse²⁴⁴, kuid ei põhjendanud seda, miks ei olnud võimalik saada teavet kiirgusohutuse hinnangust, mille koostamine on KMH menetlusega võrreldes arendajat vähem koormav meede.

KeHJS § 6 lõikes 3 sätestatud kriteeriumid ega KeHJS § 11 ei võimalda jätta KMH-d algatamata põhjendusega, et kavandatava tegevuse keskkonnamõju on võimalik välja selgitada muul viisil, mis on oluline puudus KMH menetluse regulatsioonis ja seega tegutses Keskkonnaministeerium õieti. KeHJS regulatsiooni oleks vaja täiendada võimalusega jätta KMH algatamata, kui kavandatava tegevuse keskkonnamõju on

²⁴¹ Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. 22.02.2005. – RT I 2005, 15, 87; ...2010, 8, 37.

²⁴² Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. 22.02.2005. – RT I 2005, 15, 87; ...2010, 8, 37.

²⁴³ RKHKo 30.09.2008, 3-3-1-52-08, punktid 13-16.

²⁴⁴ RKHKo 30.09.2008, 3-3-1-52-08, p 4.

võimalik välja selgitada muul arendajat vähem koormaval viisil, arvestades keskkonna kõrge kaitstuse taseme eesmärki ja EL direktiivi 85/337/EMÜ nõudeid. KMH-d ei tohiks jätta algatamata, kui tegevusel on oluline keskkonnamõju ja muul viisil ei ole võimalik saada piisavalt teavet kavandatava tegevuse mõju kohta.

KMH algatamise kaalumisel tuleb hinnata mõju võimalikku kumulatiivsust. Lähipiirkonna teisi tegevusi arvestamata ei pruugi kavandataval tegevusel olla olulist keskkonnamõju, kuid arvestades teisi tegevusi lähipiirkonnas võib keskkonna kvaliteet halveneda. Samuti on olulised tegevuse ala ja selle lähiümbruse keskkonnatingimused ehk milline on keskkonna taluvusvõime ja uuenemisvõime lähipiirkonnas. Kui lähedale jääb nt nitraaditundlik ala, siis ei saa lubada sellist tegevust, mille tulemusena võib saastus kergesti kanduda põhjavette. Väga oluline on ka see, kas kavandatava tegevuse mõjupiirkonda jääb kaitseala või Natura ala. See asjaolu seab kavandatava tegevuse suhtes rangemad nõuded kui muudel juhtudel.

Loa andja peab kõiki neid asjaolusid arvestama tegevuse lubamisel või keelamisel või sellele tingimuste seadmisel. Kavandatava tegevuse lubamiseks või keelamiseks või sellele tingimuste seadmiseks on väga oluline teada saada, kuidas tegevus mõjutab lähipiirkonna keskkonda. Kõige parem viis selle teadasaamiseks on korraldada kavandatavale tegevusele KMH menetlus, mille käigus saab teha põhjaliku uuringu tegevuse võimaliku mõju kohta ning samuti kaasata otsustusmenetlusse avalikkus.

Proportsionaalsuse mõttes on KMH tegemine sobiv ja vajalik meede, kuid loa andja peab motiveerima KMH algatamise otsust. Seejuures on abiks eelkõige ettevaatuspõhimõte – kui on kahtlus tegevuse negatiivsete tagajärgede osas, siis tuleks tegevuse ja selle mõju leevendamismeetmete kohta saada rohkem teavet. Samuti on otsustajale abiks keskkonna kõrge kaitstuse taseme põhimõte. KMH algatamisel või algatamata jätmisel on olulised ka teised keskkonnaõiguse põhimõtted, et otsus oleks sobiv ja vajalik. Mõõdukus sõltub juba konkreetsest juhtumist, kuid ka siin annab seadus raamid, milles on sätestatud, milliseid mõjusid tuleb hinnata, kuidas neid tuleb hinnata ja millised tulemused peab loa

andjale esitama.²⁴⁵ Leian, et KeHJS § 20 lg-s 1 sätestatud raamid on arendaja jaoks mõeldud, kuid nende raamide sisustamist on vaja hinnata igal konkreetsel juhtumil eraldi.

2.4.1.3. Alternatiivide kaalumine

KMH oluliseks osaks on alternatiivsete asukohtade ja tegevuste kaalumine ning parima lahenduse ettepaneku tegemine koos põhjendustega. Arendajale on alternatiivsete asukohtade ja tegevuste läbimõtlemine koormav, kuid keskkonnakaitse ja tegevuse keskkonda sobivuse seisukohalt on see väga vajalik. Mingi tegevus võib ühes kohas olla sobilik ja teises mitte. Näiteks keemiatehast ei ole sobilik rajada puhkealale, sobiv piirkond on selleks tööstustsoon, kus lubatakse suuremat keskkonnamõju kui puhkealal. Puhkeala keskkonnakaitse nõuded on rangemad kui tööstuspiirkonnas.

Samuti on võimalik valida erinevate tegevusviiside vahel, eriti tehnika osas. Mida parem tehnika, seda väiksem keskkonnamõju. EL direktiivi 2008/1/EÜ artikli 2 punktis 12 defineeritakse parimat võimalikku tehnikat kasutatud tehnoloogia ja käitise projekteerimise, ehitamise, hooldamise, käitamise ja tegevuse lõpetamise viisina, mille kasutamine on kulusid ja eeliseid arvesse võttes majanduslikult ja tehniliselt otstarbekas, kui see tehnika on käitajale mõistlikul viisil kättesaadav ning mis on keskkonna üldise kõrge kaitse taseme saavutamiseks kõige tõhusam.²⁴⁶ Seega peab tehnika vastama käesoleva töö esimeses peatükis (1.4.3.3.) kirjeldatud vajalikkuse kahele kriteeriumile – olema keskkonna kaitsmise seisukohalt kõige tõhusam, kuid ettevõtja jaoks mõistlikult kättesaadav ja kulude poolest otstarbekas. Parima võimaliku tehnika juhised (soovitused) erinevatele tööstusharudele on Euroopa Liidus välja töötatud²⁴⁷, mis peaks kergendama proportsionaalsuse põhimõttele vastava tehnika valimist.

²⁴⁵ Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse § 20 lg 1. 22.02.2005. – RT I 2005, 15, 87; ...2010, 8, 37.

²⁴⁶ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/1/EÜ saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta (kodifitseeritud versioon). 15.01.2008. – ELT L 24, 29.01.2008, lk 8; L 140 5.06.2009, lk 114.

²⁴⁷ European Commission. Joint Research Centre. Reference documents. Kättesaadav arvutivõrgus <http://eippcb.jrc.es/reference/>, 30.05.2010.

Alternatiivide kaalumine on kindlasti sobiv meede, sest võimaldab välja selgitada kavandatava tegevuse sobivaima asukoha ja sobivaima viisi selle teostamiseks, arvestades kohalikku keskkonnaseisundit. Meede on ka vajalik, sest sobivaimat asukoha ja tegevusviisi ei saa muul moel välja selgitada. Meetme kitsam proportsionaalsus sõltub sellest, kuidas arendaja hindab oma ressursse ja võimalusi ning koostöös haldusorganiga selgitatakse välja konkreetne lahendus, mis lähtub parima võimaliku tehnika nõuetest.

2.4.1.4. KMH terviklikkus

Kehtiva KeHJS kohaselt hinnatakse keskkonnamõju ühe tegevusloa raames ja iga loa suhtes tuleb teha eraldi KMH menetlus just konkreetselt selle loa suhtes. KeHJS võimaldab kasutada ühes loamenetluses saadud teavet ja jätta KMH algatamata, kui juba ühe tegevusloa raames või ka keskkonnamõju strateegilise hindamise (KSH) raames tehtud aruandes on piisavalt teavet (§ 11 lg 5 ja lg 6).²⁴⁸ Kui KMH on tehtud kitsalt ühe loa suhtes, siis teise loa andja jaoks ei pruugi olla teavet piisavalt ja tuleb teha uus menetlus. Samuti on võimalik tegevuslubade menetlused liita, kui tegemist on ühe otsustajaga, kuid erinevate otsustajate puhul ei ole see võimalik – keskkonnaloa annab reeglina keskkonnateenistus, detailplaneeringu kehtestab ja ehitusloa annab kohalik omavalitsus (§ 11 lg 7)²⁴⁹ ja seega võidakse keskkonnalubade ja detailplaneeringu mõju hinnata eraldi menetlustes.

Saaremaa sadama kaasuses oli vee erikasutusloa reguleerimisesemeks üksnes sadamakai ehitamine. Kui sadamakai ehitamisega ei kaasne keskkonnale olulist mõju, siis sadama kui terviku toimimisel on keskkonnale mitmeid olulisi mõjusid, nt laevadelt pärinev reostus või laevaliikluse mõju mereökoloogiale ja –põhjale. Vee erikasutusloa esemeks ei olnud sadama asukoha kindlaksmääramine, samuti sadama toimimine ja laevaliikluse reguleerimine, mistõttu nimetatud asjaolude keskkonnamõju ei pidanudki vee

²⁴⁸ Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. 22.02.2005. – RT I 2005, 15, 87; ...2010, 8, 37.

²⁴⁹ Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. 22.02.2005. – RT I 2005, 15, 87; ...2010, 8, 37.

erikasutusloa raames hindama.²⁵⁰ Neid mõjusid hinnatakse teiste haldusaktide raames, kuid kõiki eelnimetatud mõjusid ei saa vaadelda eraldi, sest sellisel juhul ei oma palud tegevused olulist keskkonnamõju.

Euroopa Kohus on leidnud, et tegevuse osadeks "lõikamine" ei ole lubatud, kuna kahjustab KMH direktiivi eesmärke.²⁵¹ Oluline on, et ühe arendusprojekti jaoks vajaminevate erinevate otsuste jaoks tehakse üks KMH aruanne, et vältida tegevuste killustumist, mis on kahjulik nii arendaja kui keskkonnakaitse seisukohalt. Arendajale on oluline, et tema tegevusi vaadataks tervikuna, ühe projektina, sest mitu KMH menetlust venitavad tegevusega alustamist ja toovad kaasa põhjendamatuid täiendavaid kohustusi ja kulusid. Samuti peab tegevust vaatlema tervikuna keskkonnakaitse seisukohalt, sest osadena ei pruugi tegevusel olla keskkonnale erilist mõju, kuid tervikuna on mõju oluline ja sellisel juhul tuleb hinnata, kas tegevust saab üldse lubada ning vajalik on leevendusmeetmete võtmine.

Ei ole õige lasta hinnata tervikuna vaadeldavate tegevuste mõjusid eraldi, sest selle tulemusena on hiljem tekkinud kahju raske või mõnikord ka võimatu hüvitada. Tegevuste kogumi tegeliku keskkonnamõju väljaselgitamine tagab loa andja jaoks tõese teabe saamise ja seeläbi võimaldab teha õige otsuse. Kui loa andja saab teavet osade kaupa ja peab otsustama etapiviisiliselt, siis tekitab see praktikas palju probleeme. Arendaja on teinud kulutusi juba käimasolevate tegevuste jaoks ja üsna tõenäoliselt ka investeerinud tulevastesse tegevustesse. Kui nüüd menetluste keskel selgub, et tegevust tervikuna ei saaks lubada, siis ei ole see arendaja suhtes õiglane, aga samuti ei ole võimalik tugineda arendaja kantavale kahjule, lubades keskkonna seisundit halvendavat tegevust. Arendaja ei saa luba „välja pressida“ põhjendusega, et on teinud suuri kulutusi ja investeeringuid.

²⁵⁰ Tallinna Halduskohtu otsus 9.06.2004, 3-1152/2004.

²⁵¹ Euroopa Kohtu otsus (teine koda), 16. september 2004. Euroopa Ühenduste Komisjon versus Hispaania Kuningriik. C-227/01. – EKL 2004, lk I-08253.

Seega on kõigi omavahel seotud tegevuste mõju hindamine kogumis proportsionaalne nii arendaja kui keskkonna seisukohalt.

Kui loa andmisele eelnevad eel- või osahaldusaktid, siis võib KMH teha üksnes osahaldusakti või eelhaldusakti suhtes tingimusel, et igas järgnevas etapis arvestatakse eelmise etapi KMH tulemusi ja hinnatakse uue etapiga võrreldes ka vastasmõjusid.

Hollandis tehakse erinevate otsuste jaoks üks keskkonnamõju hindamise aruanne või otsustatakse ühe aruande koostamine vajadusel. Erinevate lubade menetlused ühendatakse, kui tegemist on ühe arendajaga. Määratakse koordineeriv asutus, mis peab jälgima, et erinevad asutused konsulteeriksid üksteisega, et tagada erinevate otsuste kooskõla.²⁵² Saksa kehtivas KMH seaduses sätestatakse, et kui tegevuseks on vaja mitu luba, siis nende tegevuste KMH-d moodustavad ühe terviku. Vastavalt Saksa KMH seaduse § 14 lg-le 1 määratakse juhtiv asutus, kui tegevuseks on vaja mitu erinevat luba. Juhtiv asutus peab tegema koostööd vähemalt luba andva asutusega ja keskkonnakaitse asutusega. Luba andev asutus peab arvestama kogu tegevuse keskkonnamõjuga ja juhtiv asutus peab selle tagama (KMH seaduse § 14 lg 2).²⁵³

Eestis tuleks kasutada Hollandile ja Saksamaale analoogilist regulatsiooni. Menetluste ühendamine peaks lähtuma arendajast, mitte otsustajast nagu KeHJS-s praegu on ja peaks olema koordineeriv asutus, kes kogu kavandatava tegevuse üle vaatab. Sellisel juhul tagatakse kogu tegevuse terviklik hindamine. Eestis võiks selliseks koordineerivaks asutuseks olla Keskkonnaministeerium. Keskkonnaministeerium või Keskkonnaamet loa andjana peaks tagama, et kogu tegevuse keskkonnamõju hinnatakse terviklikult ja kõigi lubade keskkonnamõju hindamised oleks lõpuks ühendatud, et tuleks välja kogu tegevuse tegelik keskkonnamõju.

²⁵² Environmental Management Act. Text of the Environmental Management Act dated 1 May 2004. § 14.5 lg 1 ja lg 2 ja § 14.10. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://docs1.eia.nl/cms/Environmental%20Management%20Act%20%5BMay%202004%5D.pdf> 17.04.2010.

²⁵³ H. Schlemminger, C.-P. Martens. German Environmental Law for Practitioners. Second Edition. Kluwer Law International, lk 771.

KeHJS § 11 lg-d 5 ja 6 võimaldavad vältida topelthindamist, kui mingis eelnevas etapis on tegevuse keskkonnamõju hinnatud ja otsustajal on piisavalt teavet.²⁵⁴ Arendaja suhtes on ebaproportsionaalne lasta hinnata juba väljaselgitatud keskkonnamõju. Kui kavandatava tegevuse mingi osa kohta on piisavalt teavet, siis tuleb seda kasutada ka tegevuse laiendamisel vm järgnevates menetlusetappides. Loa andja ei tohiks algetada uut menetlust või nõuda uusi uuringuid. Täiendava teabe saamiseks on loa andjal siiski õigus ja siinkohal arendaja ebaproportsionaalsusele tugineda ei saa, kui nõue ei ole ülemäärane.

Ülemäärasuse osas saab hinnangu anda ainult konkreetsel juhtumil. Nt ei saa nõuda tegevuse mõju hindamist mingi looma- või taimeliigi suhtes, mida tegevuse mõjupiirkonnas ei ole. Samas, kui pole arvestatud tegevuse mõju selle lähiümbruse ökosüsteemile tervikuna, kuigi on hinnatud mõju erinevatele liikidele, siis seda teavet ei saa lugeda piisavaks ja seega on loa andjal õigus nõuda hinnata võimalikku mõju kogu ökosüsteemile. Kui ökosüsteemi kui terviku hindamiseks on indikaatorliigid ja nende suhtes on mõju hinnatud, siis ei peaks loa andja täiendavat teavet nõudma.

Juba hinnatud mõju suhtes tuleks seisukoht võtta lähtudes KeHJS § 6 lg-s 3 sätestatud kriteeriumidest, sest need annaksid võimaluse kaaluda, kas kõik asjaolud on arvesse võetud ja kui mitte, siis saab nõuda täiendavat mõju hindamist.

2.4.2. Natura ala keskkonnamõju hindamine

Loodusdirektiivi 92/43/EMÜ kohaselt rajatakse üleeuroopaline sidus kaitsealade võrgustik Natura 2000.²⁵⁵ Majandustegevuse kontrollimise peamise vahendina näeb direktiivi art 6 lg 3 ette Natura alasid mõjutada võivate tegevuste keskkonnamõju hindamise (edaspidi ka *Natura hindamine*): *Iga kava või projekti, mis ei ole otseselt seotud ala kaitsekorraldusega või ei ole selleks otseselt vajalik, kuid mis tõenäoliselt*

²⁵⁴ Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. 22.02.2005. – RT I 2005, 15, 87; ...2010, 8, 37.

²⁵⁵ Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. 21.05.1992. – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7; ...ELT L236, 23.09.2003, lk 33.

*avaldatakse alale olulist mõju eraldi või koos muude kavade või projektidega, tuleb asjakohaselt hinnata seoses tagajärgedega, mida see ala kaitse-eesmärkidele avaldatakse. Pädevad siseriiklikud asutused annavad kavale või projektile kava või projekti tagajärgede hindamise järelduste alusel [...] nõusoleku alles pärast seda, kui nad on kindlaks teinud, et see ei avalda asjaomase ala terviklikkusele negatiivset mõju [...].*²⁵⁶

Natura ala mõjutada võivate kavade ja projektide keskkonnamõju hindamine on üks keskkonnamõju hindamise eriliike.²⁵⁷

Võrreldes eelmises alapeatükis kirjeldatud arendusprojektide keskkonnamõju hindamisega on Natura hindamine erinev. Arendusprojektide keskkonnamõju tuleb hinnata siis, kui kavandataval tegevusel on eeldatavalt oluline keskkonnamõju. Loodusdirektiivi art 6 lg 3 kohaselt peab arendusprojekti mõju alati hindama, kuna sellisel juhul eeldatakse negatiivset keskkonnamõju. Hindamata võib jätta ainult sellised kavad või projektid, mille puhul olulise mõju puudumine on ette täiesti kindel. Kui arendusprojektide keskkonnamõju hindamisel keskendutakse mõju hindamisel keskkonnale kui tervikule, siis Natura hindamisel keskendutakse mõjule, mis avaldub Natura ala kaitse eesmärgile. Uuritakse kava või projekti mõju nendele loodusväärtustele, mille pärast ala kaitse alla võeti. Selles mõttes on Natura hindamine võrreldes tavapärase keskkonnamõju hindamisega suunitletum ja piiritletum.²⁵⁸

Natura hindamise tulemus on otsustajale siduvam, kui arendusprojektide mõju hindamise tulemus. Pädev asutus võib anda kavandatavale tegevusele nõusoleku alles pärast seda, kui on kindlaks teinud, et see ei avalda asjaomase ala terviklikkusele negatiivset mõju, vajadusel kaasates menetlusse avalikkuse. Kui kavandataval tegevusel on ala terviklikkusele negatiivne mõju, siis peab riik võtma asendusmeetmed. Kui asjaomasel alal esineb esmatähtsaid looduslikke elupaigatüüpe ja/või esmatähtsaid liike, võib arendustegevuse lubamise otsustamisel kaaluda ainult neid seisukohti, mis on seotud

²⁵⁶ Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. 21.05.1992. – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7; ...ELT L236, 23.09.2003, lk 33.

²⁵⁷ H. Veinla. *Keskkonnamõju hindamine kui keskkonnariskide ennetamise ja juhtimise vahend*. Juridica X/2006 lk 696

²⁵⁸ H. Veinla. *Keskkonnamõju hindamine kui keskkonnariskide ennetamise ja juhtimise vahend*. Juridica X/2006 lk 696

rahva tervise või avaliku julgeolekuga, esmatahtsate soodsate tagajärgedega keskkonnale või komisjoni arvamuse kohaselt muude üldiste huvide seisukohast eriti mõjuvate põhjustega.²⁵⁹

Euroopa Kohus on Natura hindamise mõju käsitletud *Waddenzee* kaasuses ja leidnud, et Natura ala mõjutavat kava või projekti võib lubada, kui liikmesriigi pädev asutus on kindlaks teinud, et kava või projekt ei avalda ala terviklikkusele negatiivset mõju. Euroopa Kohtu otsuse kohaselt peab teadusliku hinnanguga olema kõrvaldatud kõik põhjendatud kahtlused negatiivse mõju kohta ala terviklikkusele. Kohus põhjendas oma seisukohta ettevaatuspõhimõttega ja märkis, et see on kõige olulisem kriteerium ilma milleta ei või otsustada tegevuse lubamise või lubamata jätmise üle.²⁶⁰ Seega, kui Natura hindamise tulemusel säilib mingigi kahtlus negatiivse mõju võimalikkuse suhtes, ei ole liikmesriigi pädevatel asutustel õigus kava või projekti lubada.²⁶¹

Sisuliselt tähendab Euroopa Kohtu selline tõlgendus, et hinnata tuleb peaaegu kõigi tegevuste mõju Natura alale, sest seni kuni pole välja selgitatud tegevuse mõju Natura alale, ei saa enamasti väita, et kõrvaldatud on kõik põhjendatud kahtlused. Natura hindamise kohustus on kahtlemata sobiv meede tagamaks Natura ala kaitse, kuid küsitav on selle vajalikkus. Mõju olemasolu või puudumine ei selgu enne hindamist. Hindamine on kavandatava tegevuse arendajale ja haldusorganile kaitseks, et kõrvaldada kõik põhjendatud kahtlused tegevuse mõju osas ala terviklikkusele.

Selles ei ole kahtlust, et Natura ala on väärtuslik. Nende alade väljavalikuks on selged kriteeriumid²⁶² ja need alad valitakse liikmesriigi ja Euroopa Liidu koostöös.²⁶³

²⁵⁹ Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. 21.05.1992. – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7; ...ELT L236, 23.09.2003, lk 33.

²⁶⁰ Euroopa Kohtu otsus (suurkoda), 7. september 2004. *Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee ja Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels versus Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij*. Eelotsusetaotlus: Raad van State - Holland. C-127/02. – EKL 2004, lk I-07405.

²⁶¹ H. Veinla. *Keskkonnamõju hindamine kui keskkonnariskide ennetamise ja juhtimise vahend*. *Juridica* X/2006 lk 697

²⁶² Nõukogu direktiivi 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta III lisa. 21.05.1992. – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7; ...ELT L236, 23.09.2003, lk 33.

²⁶³ Nõukogu direktiivi 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta art 4 ja art 5. 21.05.1992. – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7; ...ELT L236, 23.09.2003, lk 33.

Liikmesriigid on ühiselt tunnistanud, et teatud aladel on eriline väärtus ja seda peab arvestama tegevuste kavandamisel. Omaette küsimus on ala terviklikkuse tähendus. Tegemist on määratlemata õigusmõistega, sest loodusdirektiiv ei defineeri selle mõiste sisu. Arendaja on Natura ala puhul ebakindlas olukorras: ühelt poolt ei ole teada, kas tema tegevusel on Natura ala terviklikkusele negatiivne mõju ja teiselt poolt ei ole teada, mida tähendab ala terviklikkus. Need küsimused vajaksid täpsustamist direktiivi tasandil. Piisaks sellest, kui direktiiv sätestaks, mida tähendab ala terviklikkus. Sellisel juhul saaks enne põhjalikku hindamist anda eelhinnangu, mis oleks kindlasti vähem koormav võrreldes põhjaliku hindamisega. Ala terviklikkuse defineerimine võimaldaks välja sõeluda need tegevused, mille mõju peab kindlasti hindama, nendest tegevustest, mille mõju hindamine oleks ilmselgelt arendaja jaoks ebaproportsionaalne.

Natura hindamise proportsionaalsuse küsimus tõusetub eriti teravalt seetõttu, et KeHJS-i järgi tuleb Natura alale teha täiemahuline keskkonnamõju hindamine. Kuna Natura hindamise eesmärgiks on üksnes looduskaitseline aspekt teha kindlaks, kas kavandataval tegevusel võib olla oluline mõju ala terviklikkusele ja selle algatamise kriteeriumid on väga ranged, on täiemahulise keskkonnamõju hindamise nõue isiku jaoks ebaproportsionaalselt koormav. Täiemahuline keskkonnamõju hindamine tähendab ka avalikkuse kaasamist menetlusse, mis Natura hindamise üksnes looduskaitselist eesmärki arvestades on selgelt üleliigne kohustus. Seetõttu tuleks sätestada lihtsam ja kiirem hindamise menetlus ilma avalikkuse kaasamiseta.²⁶⁴

²⁶⁴ H. Veinla. *Kas meie looduse mitmekesisus ja väärtus võib olla takistuseks majanduse arengule?* Juridica IX/2009, lk 655.

Kokkuvõte

Keskkonda mõjutav ettevõtlus ja puhas keskkond saavad koos eksisteerida, kui nende vahel valitseb tasakaal. Keskkonda mõjutavale ettevõtlusele on vaja kehtestada piiranguid või teatud tegevusi ka keelata. Sellised piirangud peavad olema proportsionaalsed. Proportsionaalsuse põhimõte on seega vahendiks, millega lahendatakse konflikte, kaaludes avalikku huvi ja erahuvi, mida võidakse otsusega kahjustada. Proportsionaalsuse põhimõte annab otsustajale kaalutuspiirid isiku põhiõigustesse, sh ettevõtlusvabadusse sekkumisel või selle piiramisel. Erinevate huvide hindamine ja kaalumine omakorda viitab haldusmenetluslikule põhimõttele – kaalutusõigusele, mille teostamine on proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamise eelduseks. Kaalutusõigusel ei ole muud eesmärki kui proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamine.

Huvide kaalumisel hinnatakse väärtusi, mis moodustavad põhiõigused ja õiguse üldpõhimõtted ning mille puhul ei saa ühte väärtust teise pärast kõrvale jätta, vaid mitme väärtuse koeksisteerimiseks tuleb leida optimaalne tasakaal. Demokraatlikus õigusriigis ei saa olla olukorda, kus üks põhiõigus või õiguse üldpõhimõte ei kehti, vaid küsimus on nende proportsionaalses suhtes.

Eristatakse kolme keskkonnaga seotud väärtust: kasutamiseväärtus, eksisteerimiseväärtus ja iseväärtus. Keskkonna kasutamiseväärtust on üldiselt võimalik rahaliselt hinnata ja see seondub eelkõige loodusvarade kasutamisega. Keskkonna eksisteerimiseväärtus seisneb selles, et keskkonda peetakse inimese jaoks väärtuslikuks ilma sellesse otseselt sekkumata või seda kasutamata. Keskkonna eksisteerimiseväärtus tähendab ka võimalust kasutada keskkonda tulevikus. Keskkonna iseväärtus ei sõltu selle kasulikkusest inimese jaoks ning seda reeglina rahaliselt hinnata ei saa. Keskkonna iseväärtust silmas pidades kaitstakse keskkonda tema enese pärast ning see avaldub liikide ja nende elupaikade ning kasvukohtade kaitstes.

Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel tuleb kaalumisel arvestada kõiki eeltoodud väärtusi eraldi, sest nende hindamise lähtekohad ja kriteeriumid on erinevad ning enamasti neil puudub ühismõõt. Kui keskkonna otsese või eksisteerimisväärtuse hindamisel lähtutakse selle kasulikkusest inimesele, siis iseväärtuse määramisel inimese tulu ei arvestata. Keskkonna iseväärtust ei saa hinnata majanduslike meetoditega ega rahasse ümber arvestada. Ka keskkonna eksisteerimisväärtusel puudub reeglina otsene rahaline mõõde.

Keskkonnaga seotud väärtuste hindamisel tuleks arvestada nende eesmärki – kasutamist ja eksisteerimist seoses inimesega ja rahaliselt niivõrd kui võrd see on võimalik eksisteerimisväärtuse puhul ja keskkonna iseväärtust tuleks hinnata üksnes seoses keskkonna endaga ja mitterahaliselt. Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel saab ettevõtja majandushuvi võrrelda keskkonna kasutamise ja eksisteerimisväärtusega, arvestades nende rahalist hinnatavust ning kasutades kulude ja tulude analüüsi, kuid keskkonna iseväärtuse puhul sellist ühismõõtu ei teki. Ühismõõduta ehk majanduslike ja mittemajanduslike väärtuste võrdlemisel ei saa kasutada kulude ja tulude analüüsi ning sellisel juhul peab pädev haldusorgan lähtuma siseveendumusest arvestades konkreetseid asjaolusid ja eksperthinnangut. Majanduslikud ja mittemajanduslikud väärtused peaksid reeglina enne proportsionaalsuse hindamist asetsema võrdsele positsioonil, v.a inimese tervis või olulise tähtsusega kaitsealad, millel on majanduskaalutlustega võrreldes ülekaal juba enne hindamist.

Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel peab arvestama ka keskkonnaga seotud erinevaid huve lisaks ettevõtja majandushuvile, mis keskkonnaga ei seondu. Sellised keskkonnaga seotud huvid on tihti ka omavahel kollisioonis (osadele on keskkond majandusliku tulu allikaks, osadele kaunis koht viibimiseks) ning proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel tuleb kaaluda iga huvi eraldi.

Keskkonnaprobleemide omapäraks on eelkõige teaduslik ebakindlus. Teadus ei ole sageli võimeline piisava täpsusega ütleva, kas tegevusest lähtuv risk, et võib tekkida negatiivne tagajärg, on tõenäoline ja kui suure ulatusega selline tagajärg võib olla. Lisaks

teaduslikule ebakindlusele on keskkonna valdkonnas veel iseärasusi – saastuse kandumine ühest keskkonnaelemendist teise; saastuse kumulatiivsus; keskkonda mõjutava tegevuse ja keskkonnas avalduva tagajärje põhjusliku seose tuvastamise keerukus. Asjaolu, et keskkonnal ei ole alati majanduslikku väärtust, muudab huvide ja väärtuste kaalumise keeruliseks, sest ettevõtluses lähtutakse eelkõige majanduslikust kasust ja majanduslikest kriteeriumidest.

Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamine keskkonna alaste otsuste tegemisel on eeltoodud asjaoludega piiratud. Teaduslik ebakindlus peaks huvide kaalumisel andma kaalu juurde keskkonnakaitsele, sest eksida tohiks vaid suurema ohutuse suunas. Keskkonna suhtes ulatuslike pöördumatute kahjulike tagajärgede võimaluse korral, eriti kui selline võimalus on tuvastatud kindla ohuna, tuleks samuti tõlgendada keskkonnakaitse eelisena. Ettevõtjale keskkonnakaitsete kohustuste panemisel ja meetmete võtmisel võib piirang tunduda eproportsionaalne, kuid arvestades keskkonnaprobleemide omapära, tuleb kasutada tavapärasest rohkem või vähem rangemaid meetmeid.

Proportsionaalsuse sisuks on meetme või piirangu sobivus, vajalikkus ja mõõdukus.

Piirang on sobiv, kui sellega on võimalik saavutada eesmärki. Eesmärgiks on hea keskkonnaseisund, mis vastab eelkõige inimese tervise ja heaolu vajadustele, samuti keskkonna enese säilitamine (iseväärtus). Meetme ja eesmärgi vahel peab olema põhjuslik seos. Siin tuleb esile keskkonnaprobleemide omapära, milleks on põhjusliku seose tuvastamise keerukus keskkonda mõjutava tegevuse ja tagajärje vahel. Võib tekkida olukord, kus meedet peetakse sobivaks, kuid tulemust ei saavutata, nt kliimamuutuse puhul ei saavutata stabiliseerumist. Keskkonnakaitset on kasutatud mõnikord konkurentsieeliste saamise kattena ja sellepärast on väga oluline sobivuse hindamise käigus välja selgitada, kas meetmel on tegelik keskkonnakaitseline eesmärk või kasutatakse seda varjatud diskrimineerimiseks.

Piirang on vajalik, kui puudub vähemkoormav meede. Kui esineb vähemkoormav meede, siis tuleb rakendada seda tingimusel, et see on eesmärgi saavutamiseks sama efektiivne kui koormavam meede. Arvestades Euroopa Liidu toimimise lepingut tuleb vajalikkuse hindamisel lähtuda kahest kriteeriumist, milleks on kaupade vaba liikumine ja keskkonna kaitstuse kõrge tase. Meede peab olema selline, et keskkond on maksimaalselt kaitstud kaupade vaba liikumise suhtes kõige väiksema piiranguga.

Piirang peab olema proportsionaalne ka kitsamas tähenduses ehk meede peab olema isiku jaoks mõõdukas. Proportsionaalsuse põhimõtte *stricto sensu* taandub üldiselt tulude ja kulude analüüsile. Meede peab olema mõistlikult kättesaadav arvestades majanduslikke ja tehnilisi võimalusi. Keskkonna valdkonnas ei ole selline kaalumise sageli võimalik, sest paljusid kaitstavaid väärtuseid ei saa rahaliselt hinnata. Inimese tervist ei saa rahasse arvestada, samuti ei saa rahasse ümber arvestada kaunist loodusmaastikku vm erilise väärtusega keskkonna osa. Seega tuleb proportsionaalsuse kitsas tähenduses hindamisel kõrvuti majanduslike ja kasumist lähtuvate väärtuste kõrval arvestada ka mittemajanduslike väärtustega. Proportsionaalsuse *stricto sensu* hindamine keskkonna valdkonnas on keeruline, kui tuleb kaaluda ja võrrelda ühismõõduta väärtusi. Seejuures võiks abiks olla kvalifitseeritud eksperdi arvamus keskkonnale avaldatava mõju, sh keskkonnakahju hindamisel.

Majanduslikud ja mittemajanduslikud väärtused peaksid reeglina enne proportsionaalsuse hindamisele asumist asetsema võrdsel positsioonil, v.a. inimese tervis või teatud looduskaitsevad väärtused, mis on juba enne hindamisele asumist majanduslikest huvidest kaalukamad. Kui võtta eelduseks, et majanduslikel kaalutlustel on eelis mittemajanduslike ees, siis asetatakse mittemajanduslikud väärtused automaatselt vähemkaalukasse positsiooni, mis mõjutab oluliselt kaalumise edasist käiku. Kaalumise tulemusena võidakse leida, et üks väärtus kaalub teise üles, kuid enne kaalumist peaks eeldama väärtuste võrdsust.

Keskkonnahäiringuid on mitmesuguseid – on selliseid, mis keskkonda ja inimest oluliselt mõjutavad ja selliseid, mis ei avalda keskkonnale märkimisväärset mõju. Kuna

keskkonnahäiring on kõige avaram mõiste tähistamaks ebasoodsat keskkonnamõju, siis ei saa nõuda, et kõiki keskkonnahäiringuid tuleks vältida või vähendada. Keskkonnahäiringuid tuleb taluda, kui häiringu mõju keskkonnale või inimesele on vähetähtis ja häiringu vähendamine nõuaks ettevõtjalt ebaproportsionaalsete, sh liiga kulukate meetmete rakendamist. Oluline on vältida sellise keskkonnahäiringu teket, mille tulemusena võivad keskkonnas tekkida pöördumatud muutused või häiringuga põhjustatav kahju võib olla selline, et selle heastamine osutub võimatuks või ülemäära kulukaks (oluline keskkonnahäiring). Seega tuleks tegevus keelata olulise keskkonnahäiringu tekkimise ohu staadiumis, kui on teada, et kindlasti võib saabuda negatiivne tagajärg.

Ohu korral on teada tegevuse tagajärg ja selle saabumise osas on piisavalt tõendeid. Seega on teaduslik kindlus piisavalt suur, et tegevust piirata või keelata. Sellisel juhul kohaldub vältimispõhimõte. Riski puhul on oluliseks faktoriks teaduslik ebakindlus. Sellisel juhul on küll teada, milline võib olla tegevuse tagajärg, kuid selle saabumise osas pole selgunud veel lõplikke tõendeid. Hüpooteetilise ohu ehk riski korral tuleb võtta ettevaatusmeetmeid riski vähendamiseks, mis reeglina tähendab ettevõtjale keeldude või piirangute seadmist. Proportsionaalsuse põhimõtte seab raamid ettevaatuspõhimõtte kohaldamisele. Riski ei saa vähendada nullini ja nii säilib kohustus teatud riski taluda, mis on proportsionaalne võrreldes saadava kasuga. Samas ei tohiks saadava kasu arvel riskida inimese tervisega või ulatusliku ja võimalike pöördumatute tagajärgedega keskkonnakahjuga.

Proportsionaalsuse põhimõtte seisukohalt on ohu ja riski eristamine vajalik, sest meetme seadmise künnis ja ka meede ise on sellisel juhul erinevad, arvestades teaduslikku ebakindlust. Ohu korral on teada tegevuse negatiivne tagajärg ja sellisel juhul saab seadusega kehtestada ettevõtja jaoks konkreetsed piirangud – keelata teatud ainete kasutamine või teatud tegevused mingis piirkonnas (nt looduskaitsealal või selle vahetus läheduses). Riski osas säilib alati teatud kahtlus meetme proportsionaalsuse osas kuni lõplike tõendite selgumiseni. See ei tähenda, et meede oleks ebaproportsionaalne seni kuni pole piisavalt tõendeid tegevuse või toote mõju kohta. Riski ja ettevaatuspõhimõtte

kontekstis on meede proportsionaalne arvestades olemasolevaid teadmisi, aga kui teadmised muutuvad, siis tuleb ka meedet muuta.

Proportsionaalsuse põhimõtte rakendamisel tuleb arvestada keskkonnakvaliteedi normatiivide ehk piirväärtustega, mis on konkreetne künnis, millele keskkonna seisund peaks vastama ja mille kaudu saab ohu vältimise ja riski vähendamise meetmetele anda konkreetse sisu. Eeldatakse, et kui keskkonnakvaliteedi piirväärtust ületatakse, siis kaasneb sellega inimese tervise kahjustamine või ebasoodne muutus keskkonnas. Järelikult on keskkonnakvaliteedi piirväärtus proportsionaalsuse mõttes piisav künnis keskkonnakaitsemeetmete rakendamiseks ja sellest tuleb lähtuda ka saasteainete heitkoguste määramisel keskkonnaloas. Keskkonnakvaliteedi piirväärtuse ületamine ei pruugi kaasa tuua keskkonnakahju või inimese tervise kahjustamist, kuid proportsionaalsuse seisukohalt on vaja määratleda mingi künnis, millest üle ei või keskkonna mõjutamisel minna.

Keskkonna kvaliteet sõltub sellest, milliseid aineid vm heidet keskkonda viiakse. Keskkonna kvaliteet on tihedas seoses heitenormatiividega, mis on konkreetsete ainete piirkogused, mida võib keskkonda viia. Heite mõju avaldub keskkonna kvaliteedis ja piirang seatakse heitele ehk mingi aine keskkonda viimisele. Keskkonnakvaliteedi piirväärtustest tuleb lähtuda saasteainete heitkoguste määramisel konkreetsetes käitistes. Keskkonnakvaliteedi piirväärtus on kumulatiivse mõju ehk mitme heiteallika koosmõjus tekkiva keskkonnahäiringu piiramiseks seatud näitaja. Mitme heiteallika koosmõju ehk kumulatiivsust arvestades peaks konkreetse ettevõtte heite piirväärtuse välja selgitama kaalumise teel.

Keskkonnakvaliteedi piirväärtustega määratakse inimese tervise ja keskkonna seisukohast miinimum, mida ei või ületada, kuid säästva arengu ja keskkonna kõrge kaitstuse taseme eesmärke silmas pidades tuleks piirangute kehtestamisel arvestada ka hea keskkonnaseisundiga, mis on keskkonnakvaliteedi piirväärtustest ehk piinormidest rangema sisuga. Keskkonna hea seisundi saavutamiseks on eraldi normatiivid, mis seatakse eesmärgiks, mille poole püüelda. Osasid keskkonna elemente ei saa arvuliselt

normeerida. Hea keskkonna seisundi saavutamisel tuleb arvestada ka normeerimata keskkonna osadega, milleks on nt kaunis rannajoon või maastik. Proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamisel ja keskkonnakaitsemeetmete rakendamisel tuleb perspektiivis arvestada ka hea keskkonna seisundi saavutamise normatiive ja normeerimata keskkonna osasid.

Teadusliku ebakindluse tingimustes on keskkonnakvaliteedi piirväärtustest parema keskkonna seisundi saavutamine vajalik, sest käesoleval ajal kehtestatud normatiivid võidakse aja jooksul ümber vaadata ja need ei pruugi arvestada ajas tekkivat kumulatiivsust ehk mingi aine kogunemist ja lõpuks ka sellele kehtestatud piirmäära ületamist.

Majanduslikke kaalutlusi ei saa arvestada inimese tervise ja teatud esmatähtsate looduskaitsealade puhul. Piirväärtustest kõrgema hea keskkonnaseisundi saavutamisel on majanduslike kaalutluste ja eelkõige meetme maksumuse arvestamine vajalik, sest vastasel juhul kalduks tasakaal ebaproportsionaalselt keskkonnakaitse kasuks.

Keskkonnakvaliteedi piirväärtus seondub nii ohu kui ka riskiga. Keskkonnakvaliteedi piirväärtust ei või ületada inimese tervise ja keskkonna kaitsmise huvides. Seega, kui on oht, et keskkonnakvaliteedi piirväärtus võidakse ületada, tuleb võtta meetmeid selle vältimiseks. Riski korral esineb tõenäosus, et keskkonnakvaliteedi piirväärtust võidakse ületada ja sellisel juhul tuleb võtta ettevaatusabinõusid riski vähendamiseks.

Keskkonnakvaliteedi piirväärtused on selleks nn tasakaalupunktiks, mille juures ei ole ettevõtlust ebaproportsionaalselt piiratud ega ole keskkonda, sh inimese tervist eelduslikult kahjustatud. Keskkonna kui terviku või selle osa (nt veekogum) hea seisundi saavutamise piirväärtused kallutavad kaalukaussi juba keskkonnakaitse kasuks ehk lähevad kaugemale nn miinimumist ja nende piirväärtuste ehk eesmärgi saavutamine seab ettevõtlusele juba rangemaid piiranguid, kui oleks vastav inimese tervise vajadustele ja keskkonna seisundi säilitamisele. Keskkonna kui terviku või selle osa hea seisundi

normatiivide kehtestamisel on arvestatud saastuse kandumist ühest keskkonnanägemendist teise ning saastuse kumulatiivsust.

Eestis ei ole keskkonnapõhiõigus põhiseadusesse otsesõnu sätestatud. Jagan seisukohta, et põhiseaduse §ist 53 võib sellise põhiõiguse tuletada, kui lähtuda sellest, et kohustusele korrespondeerub õigus ja arvestada Arhusi konventsiooni art 1 sätestatud. Ettevõtlusvabadus on Eesti põhiseaduse §is 31 otsesõnu sätestatud. Kui keskkonda kaitstakse üksnes avaliku huvina arvestamata isiku keskkonnaga seotud huvi, siis on ettevõtlusvabadusel olulisem kaal, kui keskkonnakaitsele, kui tegemist ei ole Euroopa Liidu tähtsusega kaitsealaga või pöördumatute tagajärgedega keskkonnale. Keskkonnapõhiõiguse tunnustamisega või selgesõnalise seaduses sätestamisega luuakse isiku keskkonnaga seotud huvide kaitsele, aga seeläbi ka keskkonnakaitsele laiemalt senisest kindlam alus. Proportsionaalsuse seisukohalt on keskkonnapõhiõiguse selgesõnaline seaduses sätestamine vajalik ettevõtlusvabaduse tasakaalustamiseks. Praegu on huvide kaalumisel nõ kaalukaussidel keskkonnakaitse kui avalik huvi ja ettevõtlusvabadus kui isiku põhiõigus, keskkonnapõhiõiguse selgesõnalise tunnustamisega oleks tegemist põhiõiguste kaalumise ja proportsionaalse suhte leidmisega. Olukordades, kus keskkonnakaitseline avalik huvi on nõrk või puudub (seadus ei sätesta alati kõigi väärtuslike alade suhtes tegevuspiiranguid), võib isiku puutumuse kaudu keskkonnahuvi saada olulise kaalu.

Keskkonnakvaliteedi piirväärtused on vahetult seotud keskkonnapõhiõigusega ja keskkonnavastutusega. Isikul on õigus nõuda, et keskkond vastaks teatud kvaliteedile ehk tervise- ja heaoluvajadustele. Keskkonnakvaliteedi piirväärtused on kehtestatud teatavasti eesmärgiga vältida inimese tervise kahjustamist ja ebasoodsat muutust keskkonna seisundis. Kui keskkonda kahjustatakse, siis tuleb heastamismeetmeid rakendada seni, kuni on saavutatud keskkonna vastavus kvaliteedi piirväärtusele või saavutatud keskkonna hea seisund, kui keskkonna seisundit on oluliselt kahjustatud. Olulise kahjustuse ulatus ja sellise ulatuslikuma heastamise kohustus on proportsionaalses seoses, sest isikut ei kohustata keskkonda parendama, vaid taastama endine olukord.

Keskkonnakvaliteedi piirväärtuste puudusena võib välja tuua asjaolu, et nende ületamisega ei pruugi alati kaasneda keskkonnakvaliteedi tegelik halvenemine ja piirväärtuste järgimine ei taga tingimata kõrget keskkonnakvaliteeti. Jagan E. Lopmani seisukohta, et sellisel juhul saab kasutada kvalifitseeritud eksperdi abi keskkonna tegeliku seisundi hindamisel ja sellele vastava meetme määramisel. Keskkonnakvaliteedi piirväärtused on kehtestatud tuginedes teaduslikele argumentidele, kuid arvestades teaduslikku ebakindlust ei ole keskkonnakvaliteedi piirväärtused sajaprotsendiliselt usaldusväärsed.

Osalusdemokraatia ehk avalikkuse osalemine keskkonnaloa andmise, sh keskkonnamõju hindamise menetluses aitab saavutada tasakaalu keskkonnakaitse ja majandusarengu vahel. Kui haldusorgan peaks arvestama üksnes ettevõtja huviga ja puhtalt keskkonnakaitse kaalutlustega, siis kalduks kaalukauss tõenäoliselt ettevõtja kasuks. Seda eriti olukorras, kus tegevuse mõjupiirkonda ei jää kaitseala ega muud kaitstavat loodusobjekti, milles sisalduvad seaduslikud piirangud seaksid otsustajale raamid. Avalikkuse esindajad, kes on enamasti kohalikud elanikud vm puudutatud isikud või valitsusvälised keskkonnakaitse organisatsioonid, esitavad arendustegevuse vastu ja enda kaitseks väga sageli keskkonnakaitselisi argumente tuginedes keskkonnapõhiõigusele. Nii mõjutavad avalikkuse esindajad huvide kaalumist ja seega proportsionaalsuse põhimõtte kohaldamist kallutades pädevat haldusorganit otsustama keskkonnakaitse kasuks.

Vahel võib esineda olukordi, kus avalikkuse esindajad soovivad arendustegevust, kuna see annab uusi töökohti ja piirkonnale paremaid võimalusi ettevõtluseks. Sellisel juhul avalikkuse esindajad kallutavad tegevuse lubamise otsustamisel kaalukaussi majandustegevuse kasuks.

Keskkonnakvaliteedi piirväärtuste ja keskkonna hea seisundi saavutamise aluseks on Euroopa Liidu direktiividega kehtestatud keskkonnakvaliteedi piirväärtused ja hea keskkonnaseisundi kriteeriumid, et tagada meetmete ühtlustatus arvestades kaupade ja teenuste vaba liikumist ja võrdseid konkurentsivõimalusi. Samuti on direktiivides sätestatud, et keskkonna hea seisundi saavutamise meetmed ei või olla

ebaproportsionaalselt kulukad. Arvestada tuleb kulude ja tulude analüüsi ja sellisel juhul kaldub kaalukauss majanduslike huvide kasuks.

Euroopa Komisjon on leidnud, et ettevaatusmeetmete võtmisega seotud tulude ja kulude analüüsi ei saa taandada pelgalt majanduslikule analüüsile, vaid arvestada tuleb ka mittemajanduslike väärtusi. Keskkonnameetmete proportsionaalsuse hindamisel tuleb kaaluda mitte ainult tulusid ja kulusid, vaid ka väärtuseid. Kui kaaluda õigust tervisele ja ettevõtlusvabadust, siis on Euroopa Komisjon märkinud, et tervise kaitse omab vaieldamatult suuremat kaalu kui majanduslikud kaalutlused. Samale seisukohale on asunud ka Euroopa Kohus mitmetes lahendites. Selliste seisukohtadega saab ainult nõustuda.

Euroopa Kohus on majandustegevuse ja looduskaitse kollisiooni korral teinud mitmeid otsuseid Euroopa Liidu kaitsealade kasuks ja öelnud selgesõnaliselt, et majanduskaalutlused ei tule arvesse Euroopa Liidu kaitsealade moodustamisel. Selline kohtupraktika viitab selgele keskkonnakaitse ülekaalule Euroopa Liidu kaitsealade määramisel.

Seevastu kaupade vaba liikumise korral, kui kaalumisel ei ole inimese tervis ega Euroopa Liidu esmatähtsad alad, antakse reeglina eelisõigus kaupade vabale liikumisele. Kuigi Euroopa Liidu toimimise lepinguga on sätestatud keskkonna kõrge kaitstuse taseme põhimõte, on kaupade vabal liikumisel Euroopa Liidus ülekaal võrreldes keskkonnakaitsega. Kui inimese tervis või esmatähtis liik või ala otseselt ohus ei ole, siis peavad kaubad saama vabalt ja takistusteta liikuda ka juhul, kui see võib kaudselt keskkonnale olla ebasoodne või võetav alternatiivne meede ei ole sama efektiivne kui ebaproportsionaalseks hinnatud meede.

Teadusliku ebakindluse vähendamiseks võetavad kaudsed keskkonnakaitse meetmed nagu keskkonnamõju hindamine, avalikkuse kaasamine, keskkonnaseire ja tõendamiskoormise asetamine olulise keskkonnamõjuga tegevuse arendajale on

ettevõtjale üsna koormavad ja selle pinnalt võib väita, et ettevaatuspõhimõtte rakendamisel on teaduslik ebakindlus tõlgendatud keskkonnakaitse kasuks.

Keskkonnamõju hindamise ja Natura hindamise menetluste käigus selgitatakse välja tegevuse mõju ja selle leevendusmeetmed. Meetmed on sobivad ja vajalikud, arvestades ettevaatuspõhimõtet. Proportsionaalsuse kitsamas mõttes hindamisel tuleb vaadata, kas algatatakse keskkonnamõju hindamine sellise tegevuse suhtes, millel on tõesti oluline keskkonnamõju ja kas kõik mõjud saavad hinnatud kogumis. Keskkonnakaitse seisukohast on oluline, et hinnatud saaksid kõik ühe kavandatava tegevuse raames võimalikud esilekerkivad mõjud ja arvestatakse piirkonna eripäruga ning piirkonnas juba toimuva keskkonda mõjutava tegevusega ehk kumulatiivsusega. Natura hindamise korral on oluline, et saaks kõrvaldatud kahtlus, et kavandataval tegevusel on oluline keskkonnamõju ala terviklikkuse suhtes. EL direktiivi tasandil vajaks täpsustamist, mida tähendab ala terviklikkus. See kergendaks nn eelhindamist, mille käigus saaks välja selgitada kas mõju on vaja hinnata või mitte. Samuti on vaja siseriiklikult sätestada lihtsam ja kiirem Natura hindamise menetlus arvestades, et selle algatamise kriteeriumid on ranged ning hinnata tuleb üksnes looduskaitselisi aspekte.

Kokkuvõttes võib vastusena töö sissejuhatuses püstitatud esimesele hüpoteesile väita, et inimese tervisel ja Euroopa Liidu looduskaitsealadel on võrreldes majanduskaalutlustega ülekaal. Kui vahetu või otsene oht inimese, taimede või loomade elule või tervisele puudub, antakse reeglina ülekaal kaupade vabale liikumisele. Keskkonnapõhiõiguse tunnustamine või seaduses sätestamine annaks keskkonnakaitsele senisest suurema kaalu, kui avalik keskkonnakaitse huvi on nõrk või puudub. Avalikkuse esindajad (peamiselt kohalikud elanikud) võivad vastavalt nende poolt esitatud argumentidele kallutada pädevat haldusorganit otsustama kas arendustegevuse poolt või vastu. Tegevuse lubamisel võib avalikkus mõjutada otsustajat kehtestama rangemad keskkonnanõuded tervise ja heaolu vajadustele vastava keskkonnaseisundi saavutamiseks. Kaudsed keskkonnakaitsemeetmed keskkonnariski vähendamiseks annavad keskkonnakaitsele ettevõtlusvabadusega võrreldes olulisema kaalu. Muudel juhtudel sõltub keskkonna- või

majanduskaalutluste üle- või tasakaal konkreetse juhtumi asjaoludest ja üldistusi on raske teha.

Vastusena teisele hüpoteesile võib väita järgmist. Inimese tervise kaitsmisel arvestatakse teaduslikku ebakindlust ja mittemajanduslikku väärtust ning seda tõlgendatakse neid inimese tervise kasuks. Saastuse kumulatiivsust ja kandumist ühest keskkonnaelemendist teise arvestatakse keskkonnakvaliteedi piirväärtuste ja hea keskkonna seisundi piirväärtuste kehtestamisel ning keskkonnamõju hindamisel. Keskkonnas esinevate põhjuslike seoste tuvastamise keerukust arvestatakse kaudsete keskkonnakaitsemeetmete rakendamisel eelkõige tõendamiskoormise panemisel võimaliku kahju tekitajale. Keskkonna mittemajanduslikku väärtust ja tagajärgede pöördumatust on Euroopa Kohus arvestanud Euroopa Liidu kaitsealade määramisel. Kaupade vaba liikumisega seotud kaasustes ei ole keskkonnaprobleemide eripärasid valdavalt arvestatud ja põhjuseks on toodud eelkõige otsese ohu puudumine. Kui oleks tegemist otsese ohuga, siis ilmselt arvestataks keskkonnaprobleemide eripärasid.

Applying the Principle of Proportionality to Restriction of Free Enterprise with the Objective to Protect the Environment

Resume

Enterprises impacting the environment and the clean environment can exist together in case there is balance between these two. It is necessary to apply some restrictions to the enterprises impacting the environment, or also forbid some of the activities. These kinds of restrictions have to be proportional. The principle of proportionality is therefore an instrument to solve conflicts, pondering on public and private interest that could be damaged by taking the decision. The principle of proportionality provides the decider with the consideration boundaries regarding human fundamental rights, including interfering or restricting the freedom of enterprise. Evaluating and pondering different interests in return refers to the principle of administrative proceedings – discretionary power, which execution is the prerequisite for applying the principle of proportionality. The discretionary power has no other objective than applying the principle of proportionality.

There are certain specific characters in the environmental sector – scientific uncertainty; transmission of pollution from one environmental element to another; accumulation of pollution; complexity of discovering casual relation between the activity impacting the environment and the effect on environment. The fact that the environment does not always possess economic value makes weighing interests and values complicated as enterprise is based on economic profit and economic criterions.

Taking into account the peculiarity of the previously mentioned environmental problems, the objective of current paper is to find out how the principle of proportionality is applied to free enterprise when establishing environmental restrictions, taking into consideration different values and interests related to the environment, and the economic interest of an enterpriser.

Based on the objective of current paper, the author poses two research hypotheses, which validity is evaluated during the writing stage of the paper:

1. In case of collision of the freedom of enterprise and the environmental protection, more weight is given to the environmental protection.
2. The aforementioned peculiarity of the environmental problems is taken into consideration when choosing the environmental protection measures and applying the principle of proportionality.

When weighing the interests, the values that compile the fundamental rights and the fundamental principles of right, and regarding which, one value cannot be left aside because of another, but instead an optimal balance has to be found for coexistence of several values. In case of democratic rule of law, there cannot be any situation, where one fundamental right or the general principle of right is not valid, but the question is about their relationship of proportionality, when one principle or fundamental right starts prejudicing other.

The freedom of enterprise, as one of the fundamental rights, is in the protection area of the constitution. The Estonian Constitution does not express clearly the fundamental right of the environment, but it does state everyone's obligation to protect and save the environment. The environment is valued because of its usefulness to the human being as well as because of itself.

Three different values related to the environment are distinguished: instrumental value, inherent value and intrinsic value. The instrumental value of the environment can generally be estimated in money and this is related above all to the usage of natural resources, but also to spending time in the environment. The instrumental value of the environment signifies the possibility to use the environment in the future. The intrinsic value of the environment does not depend on its usefulness to the human being and this as a rule cannot be evaluated in money. When keeping in mind the intrinsic value of the

environment the environment is protected for itself and this manifests in protecting species and their habitation and natural site.

When applying the principle of proportionality, all the aforementioned values should be considered separately as the starting point and criteria of their evaluation are different and mostly they lack of common measure. In case the evaluation of direct or instrumental value of the environment is based on its usefulness to human being, then when determining the intrinsic value, the benefit to human is not considered. The intrinsic value of the environment cannot be evaluated with economic measures nor can it be measured in money. Also, the instrumental value as a rule does not have a direct financial measure.

When evaluating the values related to the environment, the objective of these values should be taken into consideration – instrumental value and inherent value in relation to people, and as much as possible financially in relation to the inherent value, and the intrinsic value should be evaluated only in relation to the environment itself and not financially. By applying the principle of proportionality, the economic interest of an enterprise can be compared to the instrumental and inherent value of the environment, taking into consideration their financial evaluation, but in case of the intrinsic value of the environment, such common measure does not exist. In case it is not possible to avoid comparing the values without common measure, then the decision has to be made based on the internal conviction of the decider. Economic and noneconomic values should be, before being evaluated from the aspect of proportionality, on an equal position, except for human health protection or protected area with significant importance, which have an advantage compared to the economic concerns already before evaluation.

Additionally to the economic interest of an enterprise, also different environmental interests that do not directly relate to the environment have to be taken into consideration when applying the principle of proportionality. This kind of environmental interests are often in collision also with one another (for some the environment is the source of

economic income, for others it is a beautiful place where to spend time) and in order to apply the principle of proportionality, each interest has to be considered separately.

When weighing the interests, the scientific uncertainty should contribute to the protection of environment, and not supporting the economic interest, because mistakes can be made only in the direction of bigger safety. In case of the possibility of extensive irreversible harmful consequences to the environment, especially when such danger has been identified as solid danger, the priority should also be given to the environmental protection. While setting the environmental obligations to enterprises and taking measures, the restriction may seem disproportional, but when taking into consideration the peculiarity of environmental problems, then slightly stricter measures than that of ordinary have to be applied.

The substance of proportionality is the suitability, needfulness and moderateness of a measure or a restriction.

The restriction is adequate in case it enables to achieve the objective. The objective is good environmental status, which corresponds above all to human health and well-being needs, also to preserve the environment itself. There has to be cause-and-effect relationship between the measure and objective. Here comes forth the peculiarity of the environmental problems that is the complexity of identifying the cause-and-effect relationship between the activity impacting the environment and the consequence. There may evolve a situation, where the measure is considered adequate, but the result is not achieved, for example in case of climate change no stabilization is achieved. Sometimes the environmental protection is used as cover for getting competitive advantage and therefore it is very important during evaluating the adequacy to find out if the measure carries an actual environmental protection objective or it is used as hidden discrimination

The restriction is necessary in case there is missing less onerous measure. The economic costs should be above all considered under being onerous, but also the essence of the measure, meaning how many or to what extent of activities the measure includes. In case

there is less onerous measure, then this should be applied in condition that it is as efficient to achieve the same objective as is the more onerous measure. When taking into consideration the Treaty on the Functioning of the European Union, then in order to evaluate the needfulness, two different criteria should be considered, which are the free movement of goods and the high level of environmental protection. The measure has to be in a way that the environment is to maximum extent protected in relation to free movement of goods with the smallest restriction.

The restriction has to be proportional also in narrower meaning; the measure has to be moderate for a person. The principle of proportionality, *stricto sensu*, can generally be reduced to cost-benefit analysis. The measure has to be reasonably accessible, taking into consideration economic and technical possibilities. Such weighing is not always possible in environmental rights, because many of the protected values cannot be estimated money wise. Human health cannot be calculated in money, also the beautiful natural landscape or any other environment carrying special value, cannot be evaluated in money. The fact that some values cannot be given a monetary value does not mean that it is useless, on the contrary it would not be considered valuable. Some values, e.g. spending time in beautiful natural settings, are cognitive and empirical and this is what makes applying the principle of proportionality in the context of nature, more complicated than in fields, where the weighing can merely be reduced to cost-benefit analysis.

There are different environmental nuisances – the kind that impact significantly the environment and people, and the kind that do not have significant impact on the environment. As the environmental nuisance is the widest expression to designate unfavourable environmental impact, then it cannot be demanded that all the environmental nuisances have to be avoided or reduced. The environmental nuisances have to be tolerated in case the impact of the nuisance to the environment and people is not significant, or reducing the nuisance would require from the enterprise to apply disproportional, inc. too costly, measures. It is very important to avoid occurrence of such environmental nuisance that can result in irreversible alterations in the environment, or the damage caused by the nuisance, is such that its compensation ends up to be

impossible or overly expensive (significant environmental nuisance). Hence the activity should be forbidden in the state of danger, when it is known that it may certainly result in negative consequence.

In case of danger, the consequence of action is known and there will be sufficient evidence regarding its arrival. Therefore the scientific certainty is strong enough to either allow or restrict the action. In this case, the principle of prevention is applied. In relation to risks, the precautionary measures should be applied; the principle of precaution is applied in case of such dangers. The scientific uncertainty is an important factor in case of risk. In this case, the consequence of the actions is known, but there has not yet appeared regarding this the final evidence. In case of hypothetical consequence or risk, the precautionary measures should be applied in order to reduce the risk, and in some cases, to forbid the action. The risk cannot be reduced to zero and this way is maintained the obligation to tolerate certain risk, which is proportional to the revenue obtained. At the same time, on behalf of the revenue obtained, there should be no risk taken related to human health or environmental damage with extensive and irreversible consequences.

According to the principle of proportionality, the differentiation of danger and risk is necessary, because the threshold for applying measures, and the measure itself, are in this case different, taking into consideration above all the scientific uncertainty. In case of danger, the negative consequence of the action is known, and in this case, there can be applied special restrictions for the company – forbid using certain substances or carrying out certain activities in some area (e.g. nature reserve or in nearby area). In relation to risks, there is always maintained a certain doubt regarding the proportionality of measures, until the final evidence has appeared. This does not mean that the measure would be disproportional until there is no sufficient evidence regarding the impact of the activity or product. In the context of risk and precaution principle, the measure is proportional regarding the existing knowledge, but in case the knowledge changes, then the measure should also be changed.

When applying the principle of proportionality, the standard or limit value of the environmental quality has to be considered, which is compared to the abstract definition of danger and risk, already a concrete indicator that is advised to be achieved. The limit value of the quality of environment is the limit value imposed on the chemical, physical or biological indicator of the environment, which cannot be exceeded in behalf of human health and environmental protection. This means that exceeding the limit value brings along damaging the human health or damaging significantly the environment. Therefore the limit value for the quality of the environment, from the perspective of proportionality, is the sufficient threshold for applying the environmental protection measure.

The quality of the environment depends on what kind of substances or other emissions are emitted to the environment. The quality of the environment is in close relation with emission standards that define the acceptable limits for substances, regulating what quantities are allowed to be emitted into the environment. The impact of emission manifests in the quality of environment, and the limit is set to emission or to emitting certain substance into the environment. The limit values of the quality of the environment are basis for determining the emission quantities of pollutants in specific installation,

The limit values of environmental quality contribute to determining, from the human health and environment perspective, the minimum that cannot be exceeded, but when keeping in mind the objectives of sustainable development and the high protection level of the environment, then when establishing the limitations, also the good environmental status, that is with more strict content, than that of limit values of the quality of the environment or standard values, should be taken into consideration. In order to obtain the good state of environment, there are separate standards that are set as goals to be achieved. Some of the environmental elements cannot be numerically standardised. When obtaining the good environmental status, also the non-standardised values should be taken into consideration, which are for example beautiful coastline or landscape. The standards to achieve the good environmental status and the non-standardised values have to be taken into consideration in perspective, when applying the principle of proportionality and the environment protection measures.

In the conditions of scientific uncertainty it is necessary to obtain a better environmental status, than that of given with the environmental standards, because the currently valid standards may be revised during the time and these may not take into consideration the accumulation taking place in the course of time, accumulation of a substance, and which then in the end exceeds its standard limit.

The economic considerations cannot be taken into account in case of human health and some priority nature conservation areas, when the impact of environment does not correspond to the standard limits established to protect human health. In order to achieve a better environmental status, than that of limit value, it is necessary to have economic considerations and above all calculating the cost of measures, because in the opposite case, the decision would incline disproportionally towards the protection of environment

In Estonia, the environmental fundamental right is not directly provided with the Constitution. The author shares the opinion that the paragraph 53 of the Constitution can be basis for this kind of fundamental right, in case emanating from the idea, that obligation corresponds to right. The freedom of enterprise as fundamental right is clearly worded in paragraph 31 of the Estonian Constitution. And when weighing the interests, recognising the fundamental right of the environment through the concern, would add to the protection of environment extra weigh compared to the freedom of enterprise. In case the environment is protected merely as public interest, without the possibility for concern, then the freedom of enterprise has more important weigh than the protection of the environment, in case it is not involving the protected area with the European Union significance or irreversible consequences for the environment.

The participatory democracy or the public participation in giving environmental authority, inc. the evaluation proceeding of environmental impact helps to achieve balance between the protection of the environment and the economic development. In case the administrative body would take into consideration only the interest of enterprise and the concerns of environmental protection, then the weighing vessel would probably

incline towards the enterprise. This, especially in situation where in the impact area of the activity will be no protected area or other protected natural object, which judicial limitations could set frames for the decider. Sometimes may evolve situations, where the representatives of the public interest desire developmental activity, as this provides new jobs and better enterprise opportunities for the area. In this case the representatives of the public incline the weighing vessel rather towards economic activity.

The basis for achieving the standard values of environmental quality and the good environmental status are the limit values of environmental quality, criteria for good status, imposed by the European Union directive, in order to guarantee the uniformity of measures, taking into consideration the free movement of goods and services and equal competition opportunities. The directives also enact that the measures to achieve the good environmental status cannot be disproportionately costly. The cost-benefit analysis has to be taken into consideration, and in this case, the weighing vessel inclines in favour of economic interests.

The European Commission has found out that the cost-benefit analysis related to applying the precautionary measures cannot be reduced only to economic analysis, but also noneconomic values have to be taken into consideration. When evaluating the proportionality of environmental measures, not only revenues and costs should be considered, but also the values. The European Commission has noted that when weighing the right to health and to the freedom of enterprise, then the protection of health has undoubtedly more weigh than the economic considerations. The European Court has also taken the same opinion in several judicial decisions. One can only agree to this kind of standpoints.

In case of the possibility of some certain irreversible consequences, the European Court has taken decisions in favour of the priority protected areas of the European Union, and has clearly stated that the economic considerations are not taken into account, when forming the priority protected areas of the European Union. This kind of court practise

refers to the clear prevalence of environmental protection in determining the European Union priority protection areas.

On the contrary, in case of free movement of goods, when human health or the priority areas of the European Union are not under consideration, then as a rule, the priority is given to the free movement of goods. Although the Treaty on the Functioning of the European Union enacts the principle of high environmental protection, then the free movement of goods in the European Union has prevalence compared to the environmental protection. In case human health or priority species or area is not in direct danger, then the goods must be able to move freely, and without obstacles, also in case it can indirectly be unfavourable to the environment or the taken alternative measure is not as efficient as the measure estimated to be proportional.

In conclusion, when giving answer to the first hypothesis, then it can be claimed that human health and the EU priority protection areas have prevalence over economic considerations. In case there is no direct danger to the life or health of people and animals, then as a rule, the prevalence is given to the free movement of goods. The public representatives (mainly the local inhabitants) can, based on their presented arguments, incline the competent administrative body to decide either in favour or against the activity of development. When allowing the activity, the public may influence the decider to impose stricter environment requirements, in order to obtain an environmental status corresponding to the needs of health and wellbeing. In other cases the prevalence or balance of environmental or economic considerations depends on the circumstances of specific case and it is difficult to make any generalizations.

As response to the second hypothesis the following can be claimed. When protecting human health, the scientific uncertainty is taken into consideration, and it is interpreted in favour of human health. The accumulation of pollution and transmission from one environmental element to another is taken into consideration when imposing limit values on environmental quality and limit values on environmental status. The noneconomic value of the environment and the irreversibility of consequences are considered by the

European Court, above all, when determining the priority areas of the European Union. In cases related to the free movement of goods, the peculiarities of environmental problems are mostly not considered, and as the reason for that is foremost given as the lack of direct danger.

Kasutatud materjalid

Kasutatud kirjandus

1. R. Alexy. *Kollisioon ja kaalumine kui põhiõiguste dogmaatika põhiprobleemid*. Juridica I/2001.
2. R. Alexy. *Põhiõigused Eesti põhiseaduses*. Juridica 2001. Nr Eriväljaanne. Lk 5-96.
3. M. Amos. *Põhiseaduse § 28 ratio legis. Riigi kohustuste ulatus igatühe tervise kaitsel*. Eesti Arst 2006; 85(12), lk 855-860.
4. P. Anttila, M. Ojanen, M. Puhakka, T. Vuorisuo, T. Frey. *Globaalsed keskkonnaprobleemid*. Eesti Loodusfoto 1996.
5. V. R. Baker. *Uncertainty and tolerance in science and decisionmaking*. Arizona Journal of International and Comparative Law. 1992. Vol 9, no 1.
6. H. L. Brown. *Expanding the Effectiveness of the European Union's Environmental Impact Assessment Law*. HeinOnline --- 20 B C Int 313. 1997.
7. D. Bruce. *Finding a balance over precaution*. Journal of Agricultural and Environmental Ethics 15: 7-16. 2002.
8. Communication from the Commission on the precautionary principle. – COM (2000) 1 final. Kättesaadav arvutivõrgus:
http://ec.europa.eu/dgs/health_consumer/library/pub/pub07_en.pdf#search=%22Communication%20from%20the%20Commission%20on%20the%20precautionary%20principle%22, 20.01.2010.
9. J. Connelly, G. Smith. *Politics and the Environment. From theory to practice*. Routledge 1999.
10. J. J. Czarnezki, A. K. Zahner. *The Utility of Non-Use Values in Natural Resource Damage Assessments*. Boston College Environmental Affairs Law Review. Vol. 32:509 2005.
11. J. Corkin. *Legitimising Regulatory Production Under Conditions of Scientific Uncertainty. The Role of the ECJ*. Kättesaadav internetis:
http://aei.pitt.edu/724/01/C2W3_Corkin.pdf 23.01.2010.
12. D. M. Driesen. *The Economic Dynamics of Environmental Law: Cost-Benefit Analysis, Emissions Trading, and Priority-Setting*. Boston College Environmental Affairs Law Review. Vol. 31:501 2004.
13. R. Dworkin. *Taking Rights Seriously*. Cambridge: Harvard University Press, 1997.
14. Eesti Vabariigi Põhiseadus. Kommenteeritud väljaanne. Juura, Õigusteabe AS 2002.
15. *Entscheidungen des Bundesverfassungsgerichts* – Saksa Liidukonstitutsioonikohtu otsuste kogu 82.
16. European Commission. Joint Research Centre. Reference documents. Kättesaadav arvutivõrgus <http://eippcb.jrc.es/reference/>, 30.05.2010.
17. K. Geiser. *Preface. Establishing a general duty of precaution in environmental protection policies in the United States*. Protecting the Public Health and the Environment. Implementing the Precautionary Principle. Edited by C. Raffensperger and J. A. Tickner. Island Press Washington D.C 1999.
18. A. R. Germani. *Environmental Law and Economics in U.S. and E.U.: A Common Ground? Discussion Paper*. School of Oriental and African Studies. University of

- London 2004. Kättesaadav arvutivõrgus:
<http://www.cefims.ac.uk/documents/research-34.pdf>, 12.05.2010.
19. A. Holdway. *Reducing Uncertainty: The Need to Clarify the Key Elements of the Precautionary Principle*. Consilience: The Journal of Sustainable Development. Issue One, Online Spring 2008. Kättesaadav arvutivõrgus:
<http://consiliencejournal.readux.org/wp-content/uploads/2008/02/02112008-holdway-reducing-uncertainty.pdf>, 19.05.2010.
 20. International Council of Chemical Associations. ICCA comments on the application of the precautionary principle in regulatory decision-making. Kättesaadav arvutivõrgus: http://www.cefic.be/position/Icca/pp_ic028.htm, 26.01.2010.
 21. J. H. Jans. Minimum Harmonisation and the Role of the Principle of Proportionality. Kättesaadav arvutivõrgus:
http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1105341, 30.04.2010.
 22. J. H. Jans. Proportionality Revisited. 27 *Legal Issues of Economic Integration*. 2000.
 23. C. F. Jordan and C. Miller. *Scientific Uncertainty as a Constraint to Environmental Problem-Solving: Large-Scale Ecosystems*. Scientific Uncertainty and Environmental Problem-Solving. Ed by J. Lemons. Blackwell Science, Inc. 1996. Osaliselt vabalt kättesaadav arvutivõrgus:
http://books.google.ee/books?id=SjayHztX8mUC&pg=PA113&lpg=PA113&dq=proportionality+%22scientific+uncertainty%22&source=bl&ots=RQzHj_4ODi&sig=C2PofRjXMXrPNTqalP1UaLpzlL4&hl=et&ei=gvtas5WvNNS7jAeF4uyeAg&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=1&ved=0CAYQ6AEwADgK#v=onepage&q=&f=false 23.01.2010.
 24. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kontseptsioon. Tallinn 2008. Kättesaadav arvutivõrgus:
<http://www.just.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=44910/Keskkonnaseadustiku+%FCldosa+seaduse+kontseptsioon.pdf>, 18.01.2010.
 25. L. Krämer. *EC Environmental Law*. Sweet & Maxwell 2007.
 26. E. Lopman. Keskkonnakahju mõiste ja keskkonnakahju heastamine. Magistritöö. Tartu Ülikooli õigusteaduskond. Juhendaja: Dr Iur H. Veinla. 2006.
 27. M. Metsur. Keskkonnaseadustiku eriosa kontseptsiooni tööversioon. 2009.
 28. Opinion of Mr Advocate General Fennelly delivered on 16 June 1998. Criminal proceedings against Ditlev Bluhme. Case C-67/97. – ECR 1998, p I-08033.
 29. F. Ortino. The Jean Monnet Program. Jean Monnet Working Paper 01/05. From 'non-discrimination' to 'reasonableness': a paradigm shift in international economic law? NYU School of Law. New York, NY 10012. Kättesaadav arvutivõrgus:
<http://centers.law.nyu.edu/jeanmonnet/papers/05/050101.pdf>, 08.02.2010.
 30. Parliamentary Office of Science and Technology. Postnote. Handling Uncertainty in Scientific Advice. June 2004. 220. Kättesaadav internetis:
<http://www.parliament.uk/documents/upload/POSTpn220.pdf>, 25.01.2010.
 31. I. Pilving. Haldusakti siduvus. Uurimus kehtiva haldusakti õiguslikust tähendusest rõhuasetusega avalik-õiguslikel lubadel. Doktori väitekirj. Juhendaja: Knd prof Kalle Merusk. Tartu Ülikooli Kirjastus. 2006.
 32. R. B. Primack. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc. Publishers Sunderland, Massachusetts, USA 1993.

33. Põhja-Euroopa loodus – bioloogiline mitmekesisus muutavas keskkonnas. Toimetajad: E.-L. Hallanaro, M. Pylväläinen, T. Randla. Kopenhaagen: Põhjamaade Ministrite Nõukogu, Nord 2001:15, 2002.
34. J.R. Ravetz. The merger of knowledge with power. 1990.
35. K. Relve. *Füüsiliste isikute subjektiivne avalik õigus ja põhjendatud huvi keskkonnaasjades*. Juridica I/2004.
36. K. Relve. Kas loodusel võib olla iseväärtus. Keskkonnaetikast säästva ühiskonna eetikani, koost. A. Oja. Tallinn: Säästva Eesti Instituut 2003.
37. K. Relve *Kaupade vaba liikumine ja keskkonnakaitse Euroopa Liidus. Konfliktsete eesmärkide tasakaal*. Juridica IX/2001, lk 635-645
38. E. Saunanen. “Bioloogilise mitmekesisuse säilitamise ja kaitse õiguslik regulatsioon”. Bakalaureusetöö. Juhendaja: Mag Iur Hannes Veinla. Tartu 1999.
39. N. de Sadeleer. Environmental Principles. From Political Slogans to Legal Rules. Oxford University Press 2002.
40. H. Schlemminger, C.-P. Martens. German Environmental Law for Practitioners. Second Edition. Kluwer Law International.
41. J. Schwartze. European Administrative Law. Oxford: Sweet & Maxwell, 1992.
42. J. Snell. Goods and Services in EC Law. A Study of the Relationship Between the Freedoms. Oxford University Press 2002.
43. S. Stec, S. Casey-Lefkowitz. The UN/ECE Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-Making and Access to Justice in Environmental Matters – an Implementation Guide. United Nations – Geneva and New York. 2000. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.unece.org/env/pp/acig.pdf> 19.02.2010.
44. Säästev areng. Keskkonnaministeeriumi koduleht. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.envir.ee/2853>, 14.05.2010.
45. N. Treich. What is the Economic Meaning of the Precautionary Principle? – The Geneva Papers on Risk and Insurance 2001, Vol. 26, No. 3.
46. M. Triipan. Proportsionaalsuse põhimõtte põhiõiguste kaitsel. Magistritöö. Juhendaja: Prof. K. Merusk. Tallinn/Tartu 2005.
47. J. Ueda and M. Andenas. Proportionality in EU environmental law. Kättesaadav arvutivõrgus: http://wwwsoc.nii.ac.jp/eusa-japan/download/eusa_ap/paper_MadsAndenas_JunkoUeda.pdf, 23.01.2010.
48. H. Veinla. *Determination of the Level of Environmental Protection and the Proportionality of Environmental Measures in Community Law*. Juridica International. I 2004.
49. H. Veinla. *Kas meie looduse mitmekesisus ja väärtus võib olla takistuseks majanduse arengule?* Juridica IX/2009.
50. H. Veinla. *Keskkonnamõju hindamine kui keskkonnariskide ennetamise ja juhtimise vahend*. Juridica X/2006.
51. H. Veinla. Keskkonnaõigus. Kirjastus Juura 2005.
52. H. Veinla. *Saaremaa sadama ja teiste samalaadsete projektide arendamine. Õiguslikud riskid Euroopa Ühenduse looduskaitse direktiivide kontekstis*. Juridica X/2005.
53. H. Veinla. Sissejuhatus keskkonnaõigusesse. Juura, Õigusteabe AS 1998.
54. Wingspread Statement on the Precautionary Principle 1998. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.gdrc.org/u-gov/precaution-3.html>, 27.05.2010.

55. Ühendkuningriikide Kuningliku Keemiaühingu Keskkonna, Tervise ja Ohutuse Komitee märgukiri keskkonnariski hindamise kohta. 29.04.2008. Kättesaadav arvutivõrgus: http://www.rsc.org/images/Environmental_Risk_Assessment_tcm18-122341.pdf, 27.05.2010.

Kasutatud normatiivmaterjal

Eesti õigusaktid

Seadused

1. Eesti Vabariigi põhiseadus. 28.06.1992. – RT 1992, 26, 349; ... RT I 2007, 43, 311.
2. Geneetiliselt muundatud organismide keskkonda viimise seadus. 14.04.2004. – RT I 2004, 30, 209; ... 2009, 34, 224.
3. Haldusmenetluse seadus. 06.06.2001. RT I 2001, 58, 354; ... 2009, 27, 164
4. Jäätmeseadus. 28.01.2004. – RT I 2004, 9, 52; ... 2009, 62, 405.
5. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. 22.02.2005. – RT I 2005, 15, 87; ...2010, 8, 37.
6. Keskkonnavastutuse seadus. 14.11.2007. – RT 2007, 62, 396; ... 2009, 49, 331.
7. Eesti Vabariigi lastekaitse seadus. 8.06.1992. – RT 1992, 28, 370; ... RT I 2009, 62, 405.
8. Looduskaitse seadus. 21.04.2004. – RT I 2004, 38, 258; ... 2009, 53, 359.
9. Metsaseadus. 7.06.2006. – RT I 2006, 30, 232; ... 2009, 62, 405.
10. Saastuse kompleksse vältimise ja kontrollimise seadus. 10.10.2001. – RT I 2001, 85, 512; ... 2009, 39, 262.
11. Säätva arengu seadus. 22.02.1995. – RT I 1995, 31, 384; ... [2009, 12, 73](#).
12. Veeseadus. 11.05.1994. – RT I 1994, 40, 655; ... 2010, 8, 37.
13. Välisõhu kaitse seadus. 5.05.2004. – RT I 2004, 43, 298; ... 2009, 49, 331.

Määrused

1. Keskkonnaministri 7. septembri 2004. a määrus nr 115 “Välisõhu saastatuse taseme piir-, sihtväärtused ja saastetaluvuse piirmäärad, saasteainete sisalduse häiretasemed ja kaugemad eesmärgid ning saasteainete sisaldusest teavitamise tase”. – RTL 2004, 122, 1894; 2006, 33, 592.
2. Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a 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”. – RTL 2009, 64, 941.
3. Keskkonnaministri 29. detsembri 2009. a määrus nr 75 “Põhjaveekogumite moodustamise kord ja nende põhjaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, põhjaveekogumite seisundiklassid, põhjaveekogumite seisundiklassidele vastavad keemiliste näitajate väärtused ja koguseliste näitajate tingimused, põhjavee kvaliteedi piirväärtused, põhjavee saasteainesisalduse läviväärtused ning põhjaveekogumi seisundiklassi määramise kord”. – RTL 2010, 2, 22.

4. Sotsiaalministri 2. jaanuari 2003. a määrus nr 1 “Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsetavapinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded”. – RTL 2003, 9, 100; 2009, 99, 1492.
5. Vabariigi Valitsuse 28. augusti 2001. a määrus nr 288. “Veekaitseenõuded väetise- ja sõnnikuhoidlatele ning siloladustamiskohtadele ja sõnniku, silomahla ja muude väetiste kasutamise ja hoidmise nõuded”. – RT I 2001, 72, 443; ...2009, 66, 452.
6. Vabariigi Valitsuse 7. mai 2002. a määrus nr 150 “Keskkonnakompleksluba nõudvate alltegevusvaldkondade ja künnisvõimsuste kehtestamine ning olemasolevate käitiste käitajate poolt kompleksloa taotluste esitamise tähtaegade kehtestamine”. – RT I 2002, 41, 258;... 2006, 39, 292.
7. Vabariigi Valitsuse 29. augusti 2005. a määrus nr 224 “Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb kaaluda keskkonnamõju hindamise algatamise vajalikkust, täpsustatud loetelu”. – RT I 2005, 46, 383.
8. Vabariigi Valitsuse 3. aprilli 2008. a määrus nr 74 “Nõuded suplusveele ja supelrannale”. – RT I 2008, 16, 117; 2009, 63, 415.

Eelnõud

1. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse eelnõu 2010. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.just.ee/41314>, 14.05.2010.
2. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse eelnõu seletuskiri 2010. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.just.ee/41314>, 14.05.2010.

Euroopa Liidu õigusaktid

1. Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. 9.05.2008. – ELT 2008, C 115, lk 1.
2. Nõukogu direktiiv teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõju hindamise kohta (85/337/EMÜ). 27.06.1985. – EÜT L 175, 5.07.1985, lk 40;...ELT L140, 5.06.2009, lk 114.
3. Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. 21.05.1992. – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7; ...ELT L236, 23.09.2003, lk 33.
4. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik. 23.10.2000. EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1; ... ELT L 140, 5.06.2009, lk 114.
5. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/18/EÜ geneetiliselt muundatud organismide tahtliku keskkonda viimise kohta ja nõukogu direktiivi 90/220/EMÜ kehtetuks tunnistamise kohta. 12.03.2001. – EÜT L 106, 17.04.2001, lk 1; ... ELT L 81, 20.03.2008, lk 45.
6. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/42/EÜ, teatavate kavade ja programmide keskkonnamõju hindamise kohta. 27.06.2001. – EÜT L 197, 21.7.2001, lk 30.
7. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2003/35/EÜ, milles sätestatakse üldsuse kaasamine teatavate keskkonnaga seotud kavade ja programmide koostamisse ning

muudetakse nõukogu direktiive 85/337/EMÜ ja 96/61/EÜ seoses üldsuse kaasamisega ning õiguskaitse kättesaadavusega. 26.05.2003. – ELT L 156, 25.06.2003, lk 17.

8. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2004/107/EÜ arseni, kaadmiumi, elavhõbeda, nikli ja polütsükliiliste aromaatsete süsivesinike sisalduse kohta välisõhus. 15.12.2004. – ELT L 23, 26.1.2005, lk 3; L 87, 31.03.2009, lk 109.
9. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/1/EÜ saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta (kodifitseeritud versioon), 15.01.2008. – ELT L 24, 29.01.2008, lk 8; L 140 5.06.2009, lk 114.
10. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/55/EÜ välisõhu kvaliteedi ja Euroopa õhu puhtamaks muutmise kohta. 21.05.2008. – ELT L 152, 11.06.2008, lk 1.

Rahvusvahelised lepingud

1. Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon. 11.05.1994. – RT II 1994, 13, 41.
2. Keskkonnainfo kättesaadavuse ja keskkonnaasjade otsustamises üldsuse osalemise ning neis asjus kohtu poole pöördumise konventsioon. 6.06.2001. – RT II 2001, 18, 89.
3. Parandatud ja täiendatud Euroopa sotsiaalharta ratifitseerimise seadus. 31.05.2000. – RT II 2000, 15, 93.
4. Rio Declaration on Environment and Development. 1992. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?documentid=78&articleid=1163>, 27.05.2010.
5. Sanitaar- ja fütosanitaarmeetmete rakendamise leping. 15.04.1994. – RT II 1999, 22, 123.
6. ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni Kyoto protokoll. 3.09.2002. – RT II 2002, 26, 111.

Teiste riikide õigusaktid

Environmental Management Act. Text of the Environmental Management Act. 1 May 2004. Kättesaadav arvutivõrgus: <http://docs1.eia.nl/cms/Environmental%20Management%20Act%20%5BMay%202004%5D.pdf>, 17.04.2010.

Kasutatud kohtulahendid

Eesti kohtulahendid

Halduskohtu lahendid

1. Tartu Halduskohtu otsus 14.05.2004, 3-96/04.
2. Tallinna Halduskohtu otsus 9.06.2004, 3-1152/04.

Riigikohtu lahendid

1. RKHKo 17.03.2003, 3-3-1-11-03. Valeri Dorfmani ja Tatjana Dorfmani kaebused siseministri 3. oktoobri 2001. a käskkirjade nr 425 ja 426 tühistamiseks.
2. RKHKo 14.10.2003, 3-3-1-54-03. Eesti Looduskaitse Seltsi, Tiina Timpmani, Henri Väre, Ülle Kuldkepi ja Aavo Pärnsalu kaebused Pärsti Vallavolikogu 21. augusti 2002. a otsusega nr 278 kehtestatud detailplaneeringu tühistamiseks.
3. RKHKo 28.02.2007, 3-3-1-86-06. Maidla Vallavalitsuse kaebused Keskkonnaministeeriumi toimingute ja 7. veebruari 2005. a vaideotsuse peale.
4. RKHKo 30.09.2008, 3-3-1-52-08. AS Steri kaebus Keskkonnaministeeriumi toimingute õigusvastasuse tuvastamiseks ja Keskkonnaministeeriumi kohustamiseks haldusakti väljaandmiseks.
5. RKPJKo 17.03.1999, 3-4-1-1-99. Valga Maakohtu ja Tartu Halduskohtu taotluste tunnistada kehtetuks Vabariigi Valitsuse 11. veebruari 1998.a määrusega nr 37 kinnitatud "Turgudel ja tänavatel kauplemise üldeeskirja" p -d 12 ja 20 alap 6 läbivaatamine.
6. RKPJKo 6.03.2002, 3-4-1-1-02. Tallinna Ringkonnakohtu taotlus tunnistada käibemaksuseaduse § 18 lg 8 teine lause kehtetuks.
7. RKPJKo 10.05.2002, 3-4-1-3-02. Tallinna Ringkonnakohtu taotlus tunnistada rahvusoperi seaduse § 20 lg 2 kehtetuks.
8. RKPJKo 14.04.2003, 3-4-1-4-03. Täitemenetluse seadustiku § 23 lg 4 põhiseadusele vastavuse kontrollimine.
9. RKPJKo 21.06.2004, 3-4-1-9-04. Tallinna Halduskohtu taotlus kontrollida välismaalaste seaduse § 12 lg 4 p 1 ja § 12 lg 5 vastavust põhiseadusele.

Ringkonnakohtu lahendid

1. Tallinna Ringkonnakohtu otsus 15.12.2004, 2-3/140/04.
2. Tallinna Ringkonnakohtu otsus 18.01.2005, 2-3/271/05.

Euroopa Kohtu lahendid

1. Euroopa Kohtu otsus (suurkoda), 7. september 2004. Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee ja Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels versus Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Eelotsusetaotlus: Raad van State - Holland. C-127/02. – EKL 2004, lk I-07405.
2. Euroopa Kohtu otsus (teine koda), 16. september 2004. Euroopa Ühenduste Komisjon versus Hispaania Kuningriik. C-227/01. – EKL 2004, lk I-08253.
3. Euroopa Kohtu otsus (esimene koda), 14. aprill 2005. Deponiezweckverband Eiterköpfe versus Land Rheinland-Pfalz. Kohtuasi C-6/03. – EKL 2005, lk I-02753.
4. Euroopa Kohtu otsus (suurkoda), 15. november 2005. Euroopa Ühenduste Komisjon versus Austria Vabariik. C-320/03. – EKL 2005, lk I-09871.

5. Euroopa Kohtu otsus (teine koda), 25. juuli 2008. Dieter Janecek versus Freistaat Bayern. Eelotsusetaotlus: Bundesverwaltungsgericht - Saksamaa. C-237/07. – EKL 2008, lk I-06221.
6. Judgment of the Court of 20 September 1988. Commission of the European Communities v Kingdom of Denmark. Case 302/86. – ECR 1988, p 04607.
7. Judgment of the Court of 28 February 1991. Commission of the European Communities v Federal Republic of Germany. C-57/89. – ECR 1991, p I-00883.
8. Judgment of the Court of 9 July 1992. Commission of the European Communities v Kingdom of Belgium. Case 2/90. – ECR 1992, pI-04431.
9. Judgment of the Court of 16 December 1992. Council of the City of Stoke-on-Trent and Norwich City Council v B & Q plc. Case C-169/91 para 15. – ECR 1992, p I-06635.
10. Judgment of the Court of 2 August 1993. Commission of the European Communities v Kingdom of Spain. C-355/90. – ECR 1993, p I-04221.
11. Judgement of the Court of 13 July 1994. Commission of the European Communities v Federal Republic of Germany. C-131/93. – ECR 1994, p 3513.
12. Judgment of the Court of 11 July 1996. Regina v Secretary of State for the Environment, ex parte: Royal Society for the Protection of Birds. Case C-44/95. – ECR 1996, p I-03805.
13. Judgment of the Court of 19 May 1998. Commission of the European Communities v Kingdom of the Netherlands. C-3/96. – ECR 1998, p I-03031.
14. Judgment of the Court (Fifth Chamber) of 14 July 1998. Aher-Waggon GmbH v Bundesrepublik Deutschland. C389/96. – ECR 1998, p I-04473.
15. Judgment of the Court (Fifth Chamber) of 3 December 1998. Criminal proceedings against Ditlev Bluhme. Reference for a preliminary ruling: Kriminalretten i Frederikshavn - Denmark. Case 67/97. – ECR 1998, p I-08033.
16. Judgment of the Court of First Instance (Third Chamber) of 11 September 2002. Apharma Inc v Council of the European Union. Case T-70/99. – ECR 2002, p II-03495.
17. Judgment of the Court of First Instance (Third Chamber) of 11 September 2002. Pfizer Animal Health SA v Council of the European Union. Case T-13/99. – ECR 2002, II-03305.
18. Judgment of the Court of First Instance (Second Chamber, extended composition) of 26 November 2002. Artgodan GmbH and Others v Commission of the European Communities. Case T-74/00. – ECR 2002, II-04945.