ROHELINE RADA

Kohustusliku keskkonnamõju hindamisega ning eelhinnanguga tegevuste künniste analüüs

LISA 3: teaduskirjanduse analüüs

Bernard Raafael Niitra

Kristjan Piirimäe

OÜ Roheline Rada

Tellija: Kliimaministeerium

Tartu, 2026

Sisukord

Sissejuhatus 3
1. KMH kohustusega tegevused 4
1.1. Keemiline tootmine ja kemikaale käitleva käitise rajamine 4
1.2. Siseveekogude süvendamine ja sinna tahkete ainete paigutamine 6
1.3. Tavajäätmete põletamine, keemiline töötlemine või prügila püstitamine 9
1.4. Prügila sulgemine 11
1.5. Suure linnu-, sea- või veisefarmi püstitamine 12
1.6. Pealmaa-, turba- ja allmaakaevandamine 15
2. KMH eelhinnangu kohustusega tegevused 18
2.1. Energeetika ja põletusseadmed 18
2.2. Torustike rajamine 20
2.3. Kaevandamine 21
2.4. Värvide ja lakkide tootmine ning lahustite kasutus 23
2.5. Piimatoodete tootmine 24
2.6. Maaparandussüsteemide rajamine 25
2.7. Loomakasvatuse intensiivtootmine 26
2.8. Kalakasvatuse rajamine 28
2.9. Jäätmekäitlus 29
2.10. Veekogude rajatised ja süvendamine 30
2.11. Ohtlike ainete ladustamine ja töötlemine 32
2.12. Linnaehitus 34
2.13. Puitplaatide ja paberi tootmine 36
Kasutatud kirjandus 38

Sissejuhatus

Keskkonnamõju hindamine (KMH) on üks keskkonnajuhtimise nurgakividest, mille eesmärk on hinnata kavandatavate projektide mõju keskkonnale enne nende teostamist. Kuna see protsess on aeganõudev ja kallis, peaks KMH kohustus kehtima vaid tegevustele, kus ebasoodsad mõjud a) tõenäoliselt esinevad ning b) pole täpselt teada, kuidas neid erinevas kontekstis (eelkõige erinevates keskkonnatingimustes) neutraliseerida või minimeerida. Praktikas rakendatakse KMH-d sageli rutiinselt ka juhtudel, kus keskkonnamõjud võivad olla minimaalsed. See vähendab menetluse tõhusust ja võib suunata tähelepanu kõrge riskiga tegevustelt madalama mõjuga juhtudele.

Paljude tegevuste puhul sõltub KMH või selle eelhinnangu teostamise vajadus kvantitatiivsest künnisest, mis määrab, millisest ulatusest alates võivad avalduda või avalduvad olulised mõjud (Schmidt jt, 2008). Keskkonnamõju künnis on kokkuleppeline lävend, millest alates on negatiivne muutus keskkonnas tõenäoliselt oluline (Schmidt jt, 2008), nt teatud saasteaine lubatust kõrgem kontsentratsioon joogivees. Künnised kehtivad mõjude hindamisel ka sotsiaalmajanduslikele teguritele, kuid sel juhul on nende püstitamine keerulisem, sest piirid sõltuvad nt väärtushinnangutest (Schmidt, 2008).

Käesoleva teaduskirjanduse analüüsi esimene peatükk hindab KMH eesmärki ja oluliste mõjude künniseid tegevustele, mille puhul rakendub töö kirjutamise hetkel KMH kohustus. Teises peatükis käsitletakse tegevusi, mis peavad esmalt läbima KMH eelhindamise ehk nö esmase mõjude sõelumise etapi. Omavahel seotud ja sarnased tegevused on kohati põimitud ühte peatükki, mil juhul on ka hinnang suhteliselt sarnane. Analüüsi eesmärk on kaardistada iga tegevuse olulisimad mõjuvaldkonnad ja hinnata, kas olemasolev KMH või eelhinnangu künnis on õigustatud või mitte ning milline peaks künnis viimasel juhul olema. Mõnel juhul arutleti, kas KMH asemel võiks piisata ka range(ma)te regulatsioonide kehtestamisest.

Analüüsimetoodika üheks alusdokumendiks on Eesti keskkonnavaldkonna arengukava 2030 (KEVAD; Kliimaministeerium, 2023) mustand, kuhu on mh koondatud info Eesti keskkonna hetkeseisundi kohta. Kuigi tegemist on kinnitamata dokumendiga, annab see väärtuslikku sisendit selle kohta, milliste keskkonnaga seotud mõõdikute parandamine on Eestis kriitilise tähtsusega ehk kus pole võimalik lubada täiendavaid survetegureid, mis võivad seisundit halvendada. Oluliste valdkondadena on mh välja toodud veerežiimi toimimine, põhja- ja pinnaveekogumite seisundi parandamine, mereala keskkonnaseisundi survetegurite seisundi parandamine, liiklusmüra vähendamine ja kiirgusohutuse tõstmine. Samas, näiteks õhukvaliteedi tasemega seotud mõõdikud ei vaja KEVAD-e põhjal parandamist, mistõttu võib eeldada, et selles valdkonnas on seisund suhteliselt hea ja täiendava surve taluvus kõrgem.

1. KMH kohustusega tegevused

1.1. Keemiline tootmine ja kemikaale käitleva käitise rajamine

Olemasolevad künnised:

aine tootmine tööstuslikus mahus keemilise protsessi abil, kui mitu seadet on järjestatud ja omavahel funktsionaalselt seotud ning toodavad orgaanilisi või anorgaanilisi põhikemikaale, fosfor-, lämmastik- või kaaliumväetisi liht- või liitväetisena, taimekaitsevahendeid või biotsiide, ravimeid keemilise või bioloogilise protsessi käigus või lõhkeaineid (KeHJS § 6 lg 1 p 11);

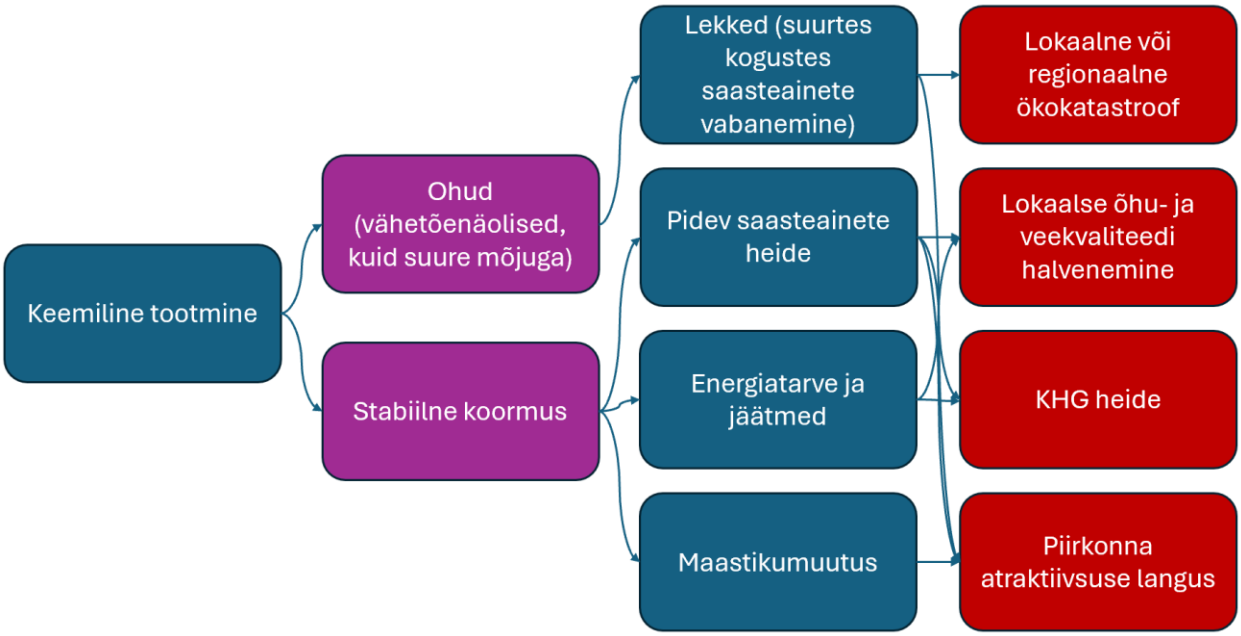
ohtlikke kemikaale käitleva käitise rajamine, kui see on kemikaaliseaduse kohaselt A kategooria suurõnnetuse ohuga ettevõte (KeHJS § 6 lg 1 p 33).

Käesolev peatükk käsitleb **väetiste, taimekaitsevahendite, ravimite ja lõhkeainete** tööstuslikku tootmist keemilise protsessi abil ning **ohtlikke kemikaale käitleva käitise rajamist**, mille alla paljud eelnimetatud ka kuuluvad. Keskkonnareostuse, sh ressursikasutuse vähendamine on keemiatööstuse üks suuremaid väljakutseid (Zhang jt, 2008). Vaadeldes kogu elutsüklit, võib aine tööstuslikus mahus keemilise protsessi abil tootmise jagada kolme peamisesse etappi: **tehase ehitamine, põhitegevus ehk tootmine ning tehase sulgemine**. Neist viimase keskkonnamõju on ajalise määramatuse tõttu keeruline hinnata, suurimad ohud kaasnevad tõenäoliselt aga tootmisfaasis, kus enamasti mõõdukas surve keskkonnale, aga kõrge ohutase, püsivad pikemat aega (UK Environmental Agency, 2002). Mõjude ulatus oleneb suuresti ka toodangu iseloomust, nt ravimite tootmine on oluliselt energia- ja toorainekulukam kui põhikemikaalide, nt ammoniaagi oma (Wernet jt, 2010). Ohtlikkuse aste on kemikaaliseaduse lisas määratud ainete lõikes lähtuvalt käideldavast kogusest.

Käsitletavate toodete olulisim ebasoodne mõju keskkonnale avaldub valdavalt nende kasutamisel: näiteks jõuavad ravimijäägid keskkonda, eelkõige reovette, pärast tarbimist (Borghi ja Palma, 2014), väetised ja taimekaitsevahendid samuti pärast põldudele kandmist. Tootmisprotsessiga kaasnev keskkonnasurve väljendub eelkõige intensiivses energiatarbes ning inimesele ja keskkonnale ohtlike jäätmete tekkes, nt Rootsis on väetiste tootmise osakaal kogu põllumajandussektori energiakuludest kuni 20% (Wernet jt, 2010; Gaidajis ja Kakanis, 2021). Tootmisega kaasnevad võimalik heide ja lekked, mh tooraine või toodangu ümberlaadimisel ja transpordil, võivad aga avaldada olulist mõju **põhja- ja pinnaveele, pinnasele ja õhukvaliteedile** (UK Environmental Agency, 2002) ning olla inimestele ja teistele elusolenditele füüsiliselt ohtlikud. Selliseid mõjusid käsitleb ohtlikes ettevõtetes riskihindamine, kus **kesksed mõisted on „oht" ja „risk"**. Esimene käsitleb õnnetuse kahjutekitamisvõimet, teine selle õnnetuse ilmnemise tõenäosust (Põder, 2015). Kui tootmisprotsessis midagi juhtub, võib mõju olla teatud juhtudel katastroofilise ulatusega ning jõuda ka üle riigipiiride (Direktiiv 2012/18/EL). Üheks selliseks näiteks on Sonora katastroof Mehhikos 2014. aastal, kus reoveelekke tõttu suri suur osa Bacanuchi jõe elustikust (Yemelin jt, 2021). Käesolevast sajandist leidub sarnaseid näiteid aga ka Euroopa Liidust, nt Prantsusmaalt ja Bulgaariast (Euroopa Komisjon, 2023), seega tuleb riske ka rangete regulatsioonide olemasolul kahtlemata arvestada.

Ühendkuningriigi keskkonnamõju hindamise käsiraamatus (UK Environmental Agency, 2002) on põhjalikumalt käsitletud keemilise tootmisega kaasnevaid mõjusid, mida KMH protsessis

arvestada. Näiteks võivad töödeldavate ainete ja energiasisendi lekked jõuda vette, tõstes olenevalt tootmise tüübist nt antibiootikumide ja taimekaitsemürkide sisaldust põhja- ja pinnavees, soodustades eutrofeerumist ja happesuse tõusu. Tootmisega kaasnevad heitmed peavad olema rangelt reguleeritud: saasteained langetavad kohalikku õhukvaliteeti ning panustavad kasvuhoonegaaside heitesse (joonis 1). Õhukvaliteedi langus halvendab keskkonna ökoloogilist seisundit ning võib kohalikele elanikele terviseprobleeme tekitada. Elanike heaolu võib oluliselt mõjutada ka piirkonna atraktiivsuse langus: keemiatehasega kaasnevad tihti ebameeldivad lõhnad ning väheneb maastiku visuaalne ilu.



Joonis 1. *Keemilise tootmise peamised keskkonnamõjud. Pidevad mõjud on üldiselt standarditega neutraliseeritavad, kuid õnnetuste korral sõltub mõju väga palju tootmispiirkonna ümber olevast keskkonnast.*

Ühendkuningriigi juhendmaterjalide (UK Environmental Agency, 2002) põhjal sõltub keskkonnamõju keemilise tootmise tüübist, mahust ja asukohast. Detailsemalt võib kvantitatiivsete künnistena vaadelda nt potentsiaalset õhusaaste kogust, toodangu hulka ja tootmispinna suurust (SEPA, 2019). Tegevuse kirjelduses on mainitud, et tootmine peab toimuma „tööstuslikus mahus“, mida SEPA (2019) tõlgendab kui saaduse tootmist ärilisel eesmärgil. Sinna hulka ei kuulu nt mõne kilogrammi saaduse tootmine teadus- ja arendustegevuseks. **Tootmise asukohast sõltub, millist keskkonda see mõjutab: nt milline on pinnase infiltratsioonikoefitsient, kui lähedal ja saastest mõjutatavad on veekogud, kui kaugel on inimasustus ning millised elupaigad tehase ümbruses paiknevad** (UK Environmental Agency, 2002). Tööstusliku tootmisega kaasneb paratamatult teatav lekkeoht, teised mõjud on valdavalt kontrollitavad.

Kemikaalide tootmine on Euroopa Majanduspiirkonnas rangelt reguleeritud (Terviseamet, 2024). Kemikaaliseadus[1] seab kemikaalide käitlejatele piirangud ja kohustused ning reguleerib,

[1] Kemikaaliseadus. RT I, 02.01.2025, 34.

millised on ohtlikud ja suurõnnetuse ohuga ettevõtted. Lisaks inimestele kaasnevatele ohtudele peavad sellised ettevõtted kaitsma lähedalasuvaid tundlikke või huvipakkuvaid loodusalasid. **Ohtlikes ja suurõnnetuse ohuga ettevõtetes on kohustuslik viia läbi keskkonnariski hindamine** (Põder, 2015), mis juba käsitleb käesolevas peatükis analüüsitud tegevustega seotud olulisimaid mõjusid (kemikaaliseadus[2]). Sellest tulenevalt väheneb keemiatööstuse mõjuhindamises ka KMH-le laskuv vastutus, sest kontroll ja ennetus toimuvad eelkõige läbi regulatsioonide ja riskihindamise. Regulatsioonide osas ütleb kemikaaliseadus[3], et kemikaali tuleb käidelda inimese elule ja tervisele ning asjale ja keskkonnale ohutult. **Seega peaks keskkonnamõju vähemalt teoorias olema vähetõenäoline või väheohtlik** ka KMH protsessi läbi viimata, mistõttu **peaks mõlema antud peatükis käsitletud künnise puhul piisama eelhindamisest.** Praktikas sellise olukorrani jõudmiseks peab veenduma, kas ja mis piirini selliseid õigusakte sisuliselt järgitakse. Oluline on vältida ka vähese saaste jõudmist veekogudesse, sest nii mere kui siseveekogude seisundit tuleks keskkonnavaldkonna arengukava põhjal parandada.

1.2. Siseveekogude süvendamine ja sinna tahkete ainete paigutamine

Olemasolevad künnised:

Peipsi järve, Lämmijärve ja Pihkva järve süvendamine alates pinnase mahust 10 000 kuupmeetrit või muu veekogu süvendamine alates pinnase mahust 500 kuupmeetrit (KeHJS § 6 lg 1 p 17)2;

Peipsi järve, Lämmijärve ja Pihkva järve tahkete ainete paigutamine alates ainete mahust 10 000 kuupmeetrit, vooluveekogusse tahkete ainete paigutamine alates ainete mahust 2000 kuupmeetrit või muusse veekogusse tahkete ainete paigutamine alates ainete mahust 500 kuupmeetrit (KeHJS § 6 lg 1 p 17')3.

Siseveekogu süvendamine ja sinna tahkete ainete paigutamine on olulised tegevused, et hoida veeliiklusteid piisavalt sügavana (Scheffler jt, 2014), rajada veetaristut, taastada looduskeskkonda jms (HELCOM, 2024). Nendega kaasnevad alategevused on suuresti sarnased mere süvendamise ja sinna tahkete ainete uputamisega (Kupits jt, 2025), kuid mõjutatava keskkonna dimensioonid ja sellest tulenevalt ka taluvus on erinevad. Süvendamist ja veekogu põhja tahkete ainete paigutamist käsitletakse teaduskirjanduse analüüsis ühiselt, sest need on omavahel tihedalt seotud ja mõjud võrdlemisi sarnased. Analüüsis kasutatud kirjandus käsitleb osaliselt mere süvendamist või sinna tahkete ainete paigutamist. Veekogusse tahke aine paigutamisel ei arvestata materjali, mis pärineb sama veekogu samast tööpiirkonnast (Keskkonnaamet, 2025). Süvendamisega samad, materjali mahu põhjal määratud künnised, kehtivad ka veekogudes kaevandamisele, mille mõjud ja mõjutegurid ongi süvendamisega analoogsed – käesolev peatükk käsitleb seega sisuliselt ka veekogudes kaevandamist.

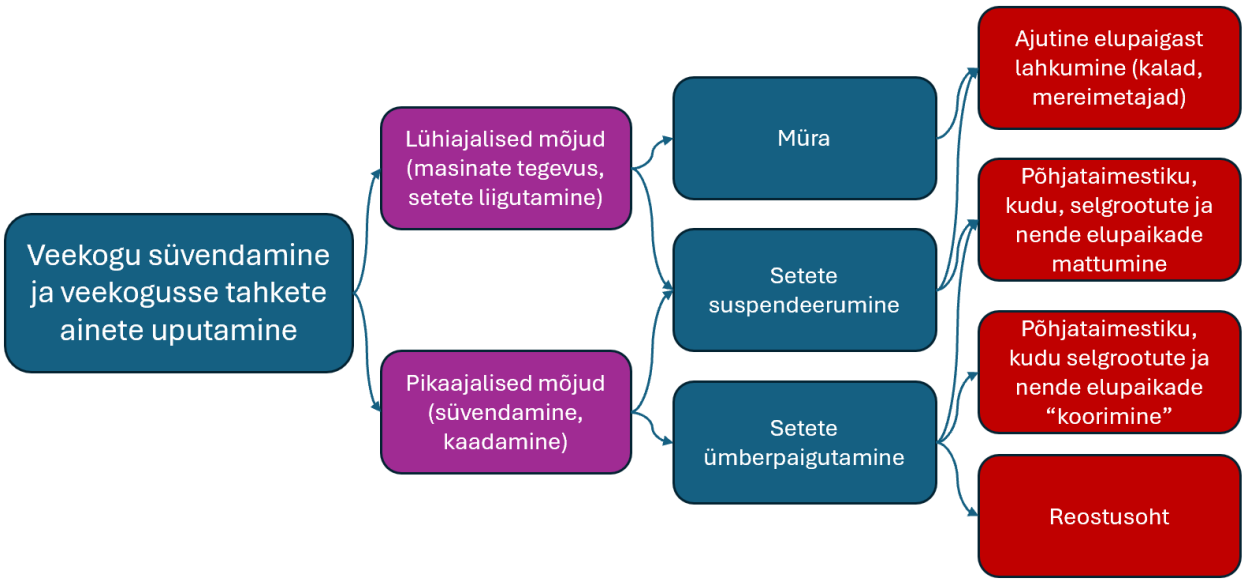
Nii süvendamine kui tahkete ainete veekogusse paigutamine võivad põhjustada olulisi keskkonnamõjusid, mille leevendamine sõltub paljuski konkreetse ala omadustest (Scheffler jt,

[2] Kemikaaliseadus § 23. RT I, 02.01.2025, 34. Täpsem info riskihindamise kohta on Majandus- ja taristuministri määruses: Nõuded ohtliku ja suurõnnetuse ohuga ettevõtte kohustuslikele dokumentidele ja nende koostamisele ning avalikkusele edastatavale teabele ja õnnetusest teavitamisele.
[3] Kemikaaliseadus § 8 lg 1. RT I, 02.01.2025, 34.

2014). Mõnede siseveekogude põhjasetted sisaldavad varasemat jääkreostust, nt raskemetalle, mistõttu tuleb enne süvendamise ja setete ümberpaigutamise alustamist tegevuse potentsiaalseid mõjusid põhjalikult hinnata (Keskkonnaamet, 2015). Järvesetetesse kogunevad ka põllumajandusväetiste jäägid, eelkõige fosfor ja lämmastik (Keskkonnaagentuur, 2024), mis süvendamisel osaliselt vabanevad ja veekogu seisundit kahjustavad. Süvendamise, täpsemalt setendi eemaldamise eesmärgiks on sageli veekogu tervendamine ehk selle ökoloogilise seisundi parandamine, seega võivad mõjud Eesti veekogudele ka soodsad olla (Ott jt, 2019). Sama kehtib veekogusse tahkete ainete paigutamisel, aga mõlemal juhul on tõenäoline, et kaasneb ka ebasoodsaid keskkonnamõjusid.

Süvendamise ja veekogu põhja tahkete ainete paigutamisega kaasnevad peamised keskkonnamõjud on erosioon, vee hägustumine (heljum veesambas), toit- ja saasteainete sattumine setetest veesambasse, müra, põhjaelustiku ja kudu „koorimine“ ning põhjaelustiku ja –elupaikade ning kudu setetega mattumine (Fratini jt, 2025; NOAA, 2018). Alategevusteks on eelkõige süvendamine ja tahkete ainete vette paigutamine ise ning nendega kaasnev masinate ja setete transport. Olulisemad mõjud kaasnevad eelkõige esimese kahega.

Kui seisuveekogudes võivad olulisemad olla toitainete vabastamise ja vee hägustumisega seotud süvendamise ja setete vette paigutamise mõjud, siis vooluveekogud võivad muutuda erosiooni suhtes tundlikumaks ja nt saasteained levida nende allikast väga kaugele. Üldiselt kestavad neist tegevustest tingitud häiringud kauem seisuveekogudes.



Joonis 2. *Veekogu süvendamise ja sinna tahkete ainete uputamise peamised keskkonnamõjud.*

Süvendamise ja veekogu põhja tahkete ainete paigutamisega kaasneb enamasti vähemalt osaline ja ajutine elupaikade kadu, mida põhjustab pehmete setete eemaldamine või olemasoleva põhjaelustiku (põhjaelupaiga) katmine ja veekogu põhja topograafiline muutus. Põhjaelustiku liigirikkus võib süvendamise tulemusel väheneda 30–70% ning isendite arv kuni 95% (NOAA, 2018). Liigirikkamates veekogudes on lühiajaline elurikkuse kadu eeldatavasti suurem, kuid ka taastumine võtab tavaliselt vähem aega.

Mõjud ulatuvad tihti ka vahetust tegevusalast välja, sest settest pärinev heljum kandub vees edasi ja põhjustab selle lühiajalist hägustumist. Setted levivad ümberkaudsetele aladele, vooluveekogudest ka teistesse veekogudesse, kus neist võib vabaneda toit- ja saasteaineid (OSPAR Commission, 2004). Müra võib oluliselt mõjutada süvendus- või paigutuskoha lähedal elavaid kalu, mõju ulatus sõltub eelkõige kasutatavast tehnoloogiast ning tööde ajastusest ja kestusest (NOAA, 2018). Häiringud süvendusalast kaugemal on küll lühiajalised, kuid võivad sõltuvalt elupaigatüübist siiski olulised olla. Paljud veepõhjas kasvavad taimeliigid jäävad ellu ka pärast lühiajaliselt setetega kattumist, kuid mõned hävivad juba väikse häiringu tõttu (Erftemeijer ja Lewis III, 2006). Nagu ka mere süvendamisel, on oluliseks näitajaks eemaldatava settekihi paksus: kui eemaldatakse enam kui 1 meetri paksune kiht pinnast, tuleks mõjuhindamise künnisena kasutada setete mahtu ehk kuupmeetreid, muul juhul süvendatava ala pindala (HELCOM, 2024). Ainete veekogusse paigutamisel on samuti oluliseks mõjuteguriks settekihi paksus – kui põhja ladestub õhuke kiht setteid, suudavad paljud liigid nende alt välja liikuda ja seeläbi ellu jääda (OSPAR Commission, 2008).

Väikejärvede (kõik peale Peipsi, Pihkva, Lämmi- ja Võrtsjärve) puhul peaks **kohustuslik KMH rakenduma juhul, kui mõjutatav ala moodustab enam kui 25% veekogu pindalast ning eemaldatava/lisatava settekihi paksus on vähemalt üks meeter**. **Suurjärvedes võivad elupaigatüübid järve avaosas ja madalamates kohtades oluliselt erineda, mistõttu tuleks sama, 25% künnist, käsitleda pigem elupaigatüüpide vaatest**. 25% piir on määratud Euroopa Komisjoni (2024[4]) teatise põhjal, kus seda kirjeldatakse kui suurimat lubatavat osa elupaigast, millele võib avalduda kahjulik mõju. NATURA aladel peaks see piir eeldatavasti madalam olema, konkreetsema künnise saab välja pakkuda teaduskirjanduse, võrdlusriikide ja KMH praktika sünteesis. Juba varasemalt on leitud (Mikiver, 2015), et 500 kuupmeetri piir on väikeste järvede puhul liiga range ning sellises mahus süvendustööde puhul pole olulisi mõjusid tuvastatud. Vähem kui 25%-l järve pindalast ja/või õhema kui ühe meetri paksuse settekihi eemaldamisel piisab seega keskkonnamõju eelhindamise kohustusest.

Jõgede puhul on ühtse kvantitatiivse künnise määramine keeruline: süvendamise ja tahkete ainete vette paigutamise mõju sõltub lisaks elupaikade tundlikkusele suuresti voolukiirusest. KMH vajaduse hindamisel peaks eelkõige lähtuma süvendatava kihi paksusest ja/või muutuse suurusest vee ristlõike pindalas. Näiteks üle 1 meetri paksuse kihi eemaldamine võib voolurežiimi juba oluliselt muuta, samas sõltub see jõe algsest sügavusest.

Süvendamisega veekogu põhjast eemaldatavat materjali on soovitatav taaskasutada näiteks ehituses, põllumajanduses ning looduskeskkonna taastamisel (Fratini jt, 2025), mis summaarselt vähendab ka koormust keskkonnale ning materjali veekogusse paigutamise vajadust. Heljumi levikut aitab efektiivselt takistada geotekstiilist kardinate kasutamine (Hendrikson ja Ko, 2016). Setete vette paigutamiseks tuleks valida sarnase biokeemilise koostisega setetega ala ning põhjaelustikule tekitatavate kahjude minimeerimiseks teha seda võimalikult vähetundlikul ajal, olenevalt konkreetse siseveekogu iseloomust (OSPAR

[4] Euroopa Komisjon, 2024. Komisjoni teatis merestrateegia raamdirektiivi 2008/56/EÜ ja komisjoni otsuse (EL) 2017/848 alusel kehtestatud läviväärtuste kohta (C/2024/2078).

Commission, 2008). Kui viia süvendamist või tahkete ainete uputamist läbi kalade kudemisperioodil, võib hävida oluline osa kohalike kalade järelkasvust.

1.3. Tavajäätmete põletamine, keemiline töötlemine või prügila püstitamine

Olemasolev künnis: *tavajäätmete põletamine või keemiline töötlemine üle 100 tonni ööpäevas või tavajäätmete prügila püstitamine, kui selle üldmaht on üle 25 000 tonni (KeHJS § 6 lg 1 p 23).*

Tavajäätmed on kõik jäätmed, mis ei kuulu ohtlike jäätmete hulka (Jäätmeseadus[5]). Käesolev peatükk käsitleb tavajäätmetest eelkõige segaolmejäätmeid ja plastijäätmeid, mille käitlemise all mõeldakse siin eelkõige kolme varianti: põletamine, keemiline töötlemine, sh pürolüüs ja gaasistamine ning ladestamine. Tavajäätmete põletamisel eralduv energia muundatakse enamasti soojuseks, protsessi käigus eralduvad gaasid nagu vääveldioksiid ning alles jäävad eelkõige tuhk ja räbu (Giusti, 2009; Makarichi jt, 2018). Gaasistamise ja pürolüüsi käigus konverteeritakse jäätmed sünteetiliseks gaasiks või õliks, jäägid samuti põletatakse (Tangri ja Wilson, 2017). Pürolüüsi ja gaasistamise protsesside erinevus põletamisest seisneb selles, et jäätmed kuumutatakse hapnikuvaeses või -vabas keskkonnas ning eraldub vähem heitgaase (Tangri ja Wilson, 2017). Prügila on traditsiooniline jäätmete lõppladestusviis – suur insener-tehniline rajatis, kuhu jäätmed paigutatakse maapinnale või kaevandisse kihtidena (Vaverkova, 2019).

Erinevat tüüpi jäätmete käitlemisega seotud alategevused on **asukoha ettevalmistus**, **ehitustööd**, **taristu rajamine, jäätmete töötlemine või ladestamine ise** ning vajadusel jäätmekäitluskoha **laiendamine või rekonstrueerimine**. Olulisemad mõjud avalduvad üldiselt just **jäätmete töötlemisel ja/või ladestamisel**, kus ümbruskonda eralduvad kahjulikud gaasid ning suureneb alale ja sealt välja suunduv liiklustihedus (Vaverková, 2019).

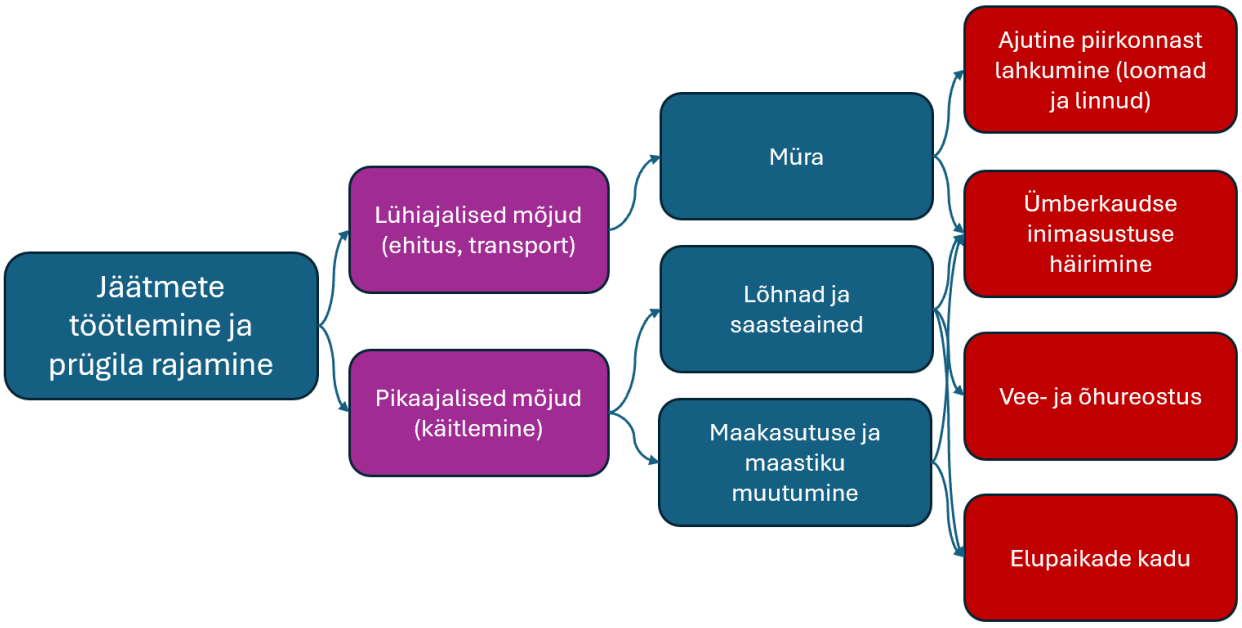
Nii jäätmete põletamise kui ka pürolüüsi peamine eesmärk on ladestatava jäätmekoguse vähendamine ja energia või õli tootmine (Liamsanguan ja Gheewala, 2007). Põletamine toimub enamasti 850 kuni 900 °C juures (Sharma jt, 2021), lisaks gaasidele eraldub tuhk (Koppel, 2013). Pürolüüs toimub vähemalt 450 °C juures hapnikuvaeses keskkonnas, lisaks õlile tekib kõrvalsaadusena samuti tuhk (Tangri ja Wilson, 2017). Gaasistamise puhul on temperatuur enamasti kõrgem, vähemalt 600 °C (Tangri ja Wilson, 2017) ning saaduseks sünteesigaas. Peamiseks keerukuseks on suurte koguste juures hapnikuvaese keskkonna loomine (Tangri ja Wilson, 2017). **EL reguleerib põletamist, pürolüüsi ja gaasistamist sarnaselt**, sest kuigi pürolüüsi ja gaasistamise käigus eraldub alguses vähem heitmeid, on mõju pärast saaduste põletamist samaväärne (Tangri ja Wilson, 2017).

Kaasaegsed prügilad, kuhu jäätmed ladestatakse, on varustatud tihendatud põhja, veekindla alusvoodri ning drenaaži- ja kogumissüsteemidega, et nõrgvesi ohutult kokku koguda ning vältida saasteainete pääsu pinnasesse või põhjavette (Vaverkova, 2019). Prügilate ümbruses võib esineda ebameeldivaid lõhnu, mille ruumiline ulatus on aga sõltuv jäätmete tüübist, mida

[5] Jäätmeseadus § 3. RT I, 08.07.2025, 57.

käideldakse (Ward ja Wiens, 2018; Vaverková, 2019). Olulised probleemid võivad kaasneda ka prügila sulgemisel, kuid seda käsitletakse käesolevas töös eraldi peatükis.

Jäätmete käitlemise, sh ladestamise, üheks oluliseks mõjuks on õhusaaste (joonis 3), mida reguleerib Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv tööstusheidete kohta[6]. Tavaprügilates esineb lisaks gaaside järk-järgulisele eraldumisele nõrgvee ja prügilagaaside lekkeoht (Vaverková, 2019). Lekete esinemisel võivad mh saada oluliselt kahjustada pinna- ja põhjaveekogumid, mille seisundi parandamine on üks keskkonnavaldkonna arengukava prioriteete. Nii jäätmete põletamise kui prügila püstitamisega kaasneb teatav müra näiteks liiklusest ning visuaalne mõju, sest maastikuilme muutub.



Joonis 3. *Jäätmete põletamise, keemilise töötlemise ja prügila püstitamise keskkonnamõjud.*

Peamise võimaliku mõju ehk õhusaaste vältimiseks on juba kasutusel standardsed regulatsioonid, mis peaksid jäätmete põletamise, keemilise töötlemise ja prügila rajamise keskkonnamõjude minimeerimisel olema efektiivsed, olenemata ümbritsevast keskkonnast. Õhusaaste normid kehtivad olenemata käitlusviisist ja mahust, võimalikud lekked peaksid olema välistatud ka väiksemates prügilates või töötluskohtades. Sõltuvalt mahust peaks sarnaselt Kanadale (Ward ja Wiens, 2018) olema paika pandud ka vähim lubatud distants eluhoone, hotelli vms rajatiseni. Visuaalne mõju sõltub samuti jäätmekäitluskoha paiknemisest, kuid ka näiteks kõrgusest. Lisaks ei tohiks suurt prügilat rajada reostustundlikule alale. Kõigi variantide puhul tuleks regulaarselt teostada õhu- ja veereostuse seiret (Abiriga jt, 2020).

Kuna jäätmekäitluskohad ei hõlma enamasti väga suuri territooriume ning asjakohaseid kaitsemeetmeid rakendades on mõju ruumiline ulatus piiratud, tuleks jäätmete töötlemiseks või ladestamiseks mõeldud rajatiste ehitamisel tagada küll range järelevalve, **kuid tingimata pole vaja rakendada KMH-d**. Et asendada KMH kohustus eelhinnanguga, peavad regulatsioonid ja

[6] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2010/75/EL, 24. november 2010, tööstusheidete kohta.

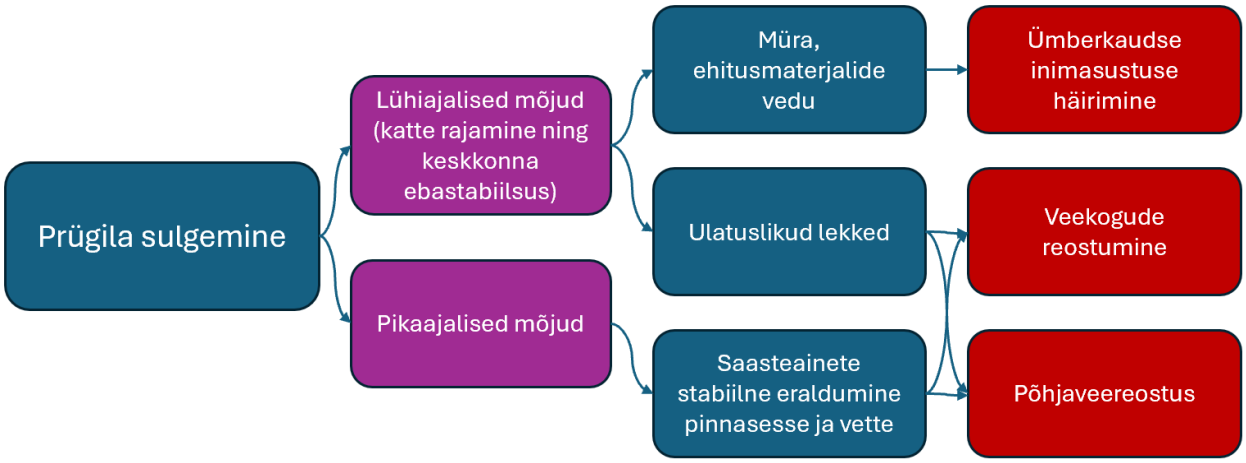
seiremeetmed olema rangelt paigas ja kontrollitud. Pidev seire on oluline eelkõige põhjusel, et prügilad ja teised jäätmekäitluskohad opereerivad enamasti mitukümmend aastat, mille jooksul võib selle tehniline seisund halveneda, tuues potentsiaalselt kaasa olulisi ebasoodsaid keskkonnamõjusid.

1.4. Prügila sulgemine

Olemasolev künnis: *vähemalt 1,5 hektari suuruse alaga prügila sulgemine (KeHJS § 6 lg 1 p 24).*

Vähemalt 1,5 hektari suuruse alaga prügila sulgemine on keskkonnamõjude vaatest üsna keerukas tegevus: saasteained võivad eralduda ka kümneid aastaid pärast rajatise sulgemist (Karlsson jt, 2021). Prügilates toimub pärast sulgemist orgaanilise materjali lagunemine ning moodustuvad happed ja metaan, mida võib soodustada kokkupuude liigse hapnikuga (Abiriga jt, 2020). Keskkonnareostuse vältimiseks tagatakse esmalt, et jäätmed paikneksid stabiilselt, seejärel **eraldatakse prügila ümbritsevast keskkonnast ehk kaetakse lekkekindlate materjalide ja mullaga** ning **vajadusel rajatakse süsteemid lekkivate vedelike puhastamiseks ja reoveesüsteemi juhtimiseks** (GOV UK, 2025). Katte rajamine ja muud sulgemisega seotud ehitustööd võivad põhjustada lühiajalisi mõjusid, mida kutsuvad esile eelkõige ehitusprotsess ise ning selle tõttu võivad toimuda ajutised nõrgvee lekked (Fehily Timoney, 2024). **Pikaajalised mõjud** olenevad eelkõige prügilas **algselt rakendatud keskkonnaohutusmeetmetest**, **sulgemiseks kasutatud materjali kvaliteedist ja kihi paksusest ning ümbritsevast keskkonnast**.

Prügila sulgemisega võivad olulised keskkonnamõjud avalduda seega eelkõige juhul, kui territooriumi ei suleta, sh ei kaeta korrektselt, pole rajatud korralikke drenaažisüsteeme ja/või pikaajaline seire on puudulik. Riskide realiseerumisel võib saasteainete kandumine pinna- ja põhjavette ohustada veekasutajaid ning veekogudes elavaid organisme (Tamm jt, 2013). Enamikel juhtudel eraldub suletud prügilast saasteaineid pika perioodi vältel, kuid nende **kontsentratsioon väheneb märgatavalt võrreldes kasutusperioodiga** ning muutub pigem stabiilseks (Abiriga jt, 2020). Tamm jt (2013) analüüsi kohaselt on paljudes **suletud prügilates siiski arvestatav nõrgvee lekkeoht**, oluliste keskkonnamõjude tõenäosust suurendab pinnaveekogudesse suunduvate kraavide lähedus ja veekogude tundlikkus. Sulgemise ajal esineva lekkeohu minimeerimiseks tuleks rakendada ajutisi meetmeid, nt nõrgvee paakidesse pumpamist (Fehily Timoney, 2024). Lekete esinemisel võivad mh saada oluliselt kahjustada pinna- ja põhjaveekogumid (joonis 4), mille seisundi parandamine on üks keskkonnavaldkonna arengukava prioriteete. Arvestatava mõjuga võib olla ka prügila katte ehitus ise, sh on vähemalt 1,5 ha suuruse prügila katmiseks vaja maapõuest ammutada suures koguses materjali.



Joonis 4. *Prügila sulgemisega kaasnevad keskkonnamõjud.*

Prügila sulgemise järgselt toimub sealsete lagunemisprotsesside järk-järguline aeglustumine, mida soodustab prügila katmisega loodav hapnikuvaene keskkond (Abiriga jt, 2020). Kuna keemiliste protsesside intensiivsus langeb, väheneb ka enamike saasteainete eraldumine (Abiriga jt, 2020). Kui prügila sulgemisel rakendatavad ohutusmeetmed on opereerimisperioodiga samaväärsed (sh töökorras drenaaži- ja kogumissüsteem, pidev seire), väheneb ka keskkonnakoormus. **Oluliste keskkonnamõjude oht suureneb seega eelkõige juhul, kui kaob või väheneb rajatise ja keskkonnaindikaatorite seire ning prügila kate ja drenaažisüsteem amortiseeruvad.** Suurbritannias kaasneb prügila sulgemisega keskkonnamõjude eelhindamine, mille raames esitab jäätmeid käitlev ettevõte keskkonnaametile detailsed plaanid, kuidas sulgemine teostatakse ning milliseid keskkonnamõjusid leevendavaid meetmeid rakendatakse (GOV UK, 2025).

Uuemates prügilates, kus jäätmed on ümbritsevast keskkonnast eraldatud ning rajatud on drenaažisüsteem, **peaks piisama eelhinnangu andmisest**, mille käigus tuleks mh veenduda, et tagatud oleks reostuse levikut piiravate süsteemide toimimine pikema perioodi vältel. Üheks asjakohaseks näiteks on Väätsa prügila sulgemise KMH (Metsur, 2018): prügila, mille ladustusalade pindala oli KMH koostamise hetkel 4,5 ha, vastab Euroopa Liidu nõuetele ning tekkiv nõrgvesi ja gaasid suunatakse puhastussüsteemidesse. Sellest tulenevalt hinnati ka prügila sulgemisega kaasnevaid keskkonnamõjud mõõdukaks, kuid aruandes soovitati alternatiivina mh järk-järgulist sulgemist ning olukorra seiret. Seega on vaja suletud prügila ümbrusest pidevalt proove võtta ning olukorda seirata seni, kuni saasteainete kontsentratsioon on lubatud normidest väiksem ja suuremate lekete oht minimaalne. Paljudes riikides on selle seireperioodi pikkuseks 30-60 aastat, kuid erineb konkreetsete juhtumite lõikes (Vaverkova, 2019). Ohtlike jäätmete ladestamiseks kasutatud prügila puhul võib seire olla vajalik paljude generatsioonide vältel.

1.5. Suure linnu-, sea- või veisefarmi püstitamine

Olemasolev künnis: *niisuguse kodulinnu-, sea- või veisefarmi püstitamine, kus saab kasvatada rohkem kui 60 000 lindu, 3000 siga kehamassiga üle 30 kilogrammi, 900 emist, 600 piimalehma, 800 ammlehma või 1200 noorveist, kelleks loetakse üle kaheksa kuu vanuseid lehmmullikaid kuni poegimiseni ja üle kaheksa kuu vanuseid pulle (KeHJS § 6 lg 1 p 27).*

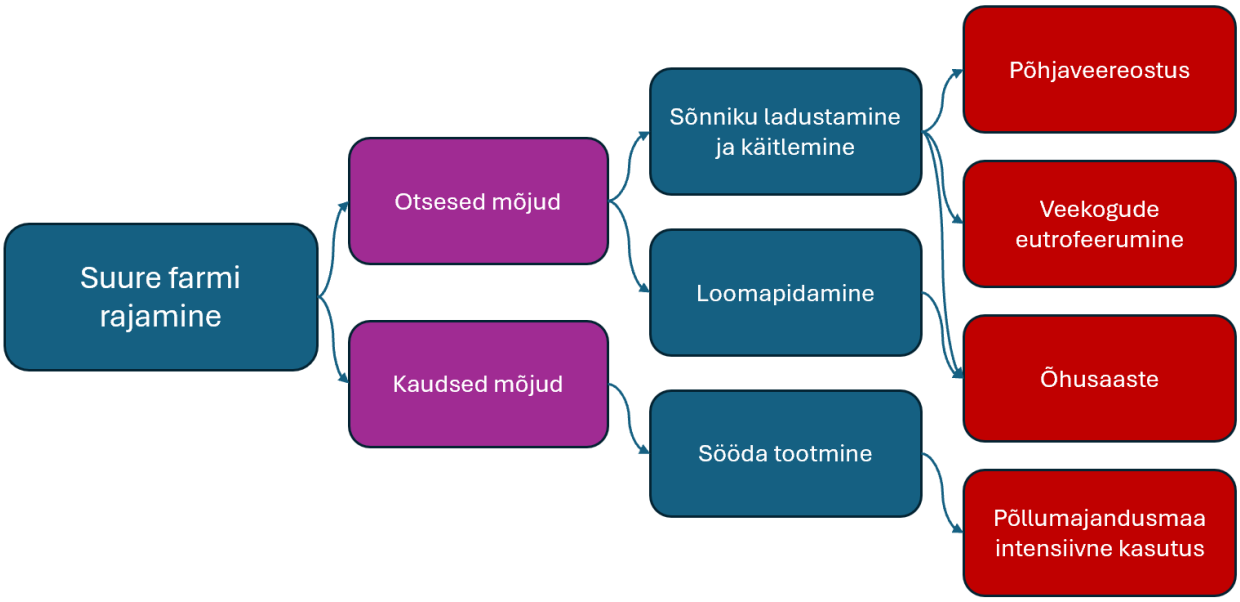
Antud künnis **tuleneb osaliselt „Euroopa Liidu direktiivist** teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõjude kohta“ (Direktiiv 2011/92/EL[7]), mille hinnangul on tõenäoliselt olulise keskkonnamõjuga kanalad, kus on üle 85 000 nuumkanakoha või 60 000 munakanakoha, sigalad, kus on üle 3000 nuumseakoha (üle 30 kg) ning sigalad, kus on üle 900 emisekoha. Eestis ei eksisteeri PRIA (2025) andmetel selliseid tegevuskohti, kus kodulindude arv on suurem kui 60 000. Vähemalt 600 veisega farme on 85, 900 või enama seaga sigalaid 55 ning vähemalt 3000 seaga sigalaid 27. Suure looma- või linnufarmi püstitamine suurendab oluliselt vee ja sööda tarbimist ning hõivab maad (Nathaniel, 2024). Lisaks loomade arvu kasvu trendile on pidamisviisid muutunud intensiivsemaks, mis tähendab sh, et loomi peetakse väikestel aladel ning neile manustatakse varasemast rohkem antibiootikume ja jõusööta (Tullo jt, 2019).

Suurfarmi rajamisega kaasnevad peamised alategevused on farmi ehitus, loomade pidamine ja söötmine, sõnniku kogumine ja hoiustamine ning loomade, sööda ja sõnniku transport. Neist olulisima keskkonnamõjuga on tõenäoliselt **loomade pidamine ja söötmine** ise ning **sõnniku hoiustamine ja käitlemine** (joonis 5). Suur hulk loomi kontsentreeritakse piiratud alale, mis tähendab suurtes kogustes sööda sissevedu ja söödaratsiooni haldamist ning väljundina sõnnikut.

Olulist keskkonnamõju võivad mh põhjustada ammoniaagi ja kasvuhoonegaaside heitmed, peenosakesed ning ebameeldiv lõhn (Cumby ja Phillips, 2001). Carswell jt (2024) põhjal pärineb looma- ja linnukarjakasvatusest *ca* 73% Ühendkuningriigi ammoniaagiheitmest, sellest suurim osa veisekasvatusest. Farmides tekkivast sõnnikust eralduvad lisaks ammoniaagile lämmastik muudes vormides ning fosfor ja orgaanilised ühendid, mis võivad sattuda atmosfääri ja vette, põhjustades kasvuhooneefekti, põhjavee saastumist ja veekogude eutrofeerumist (Tullo jt, 2019). Lämmastikust ja fosforist põhjustatud veereostuse aastast kahju Euroopa Liidus on hinnatud 22 miljardile eurole (Euroopa Komisjon, 2021; viidatud EEB, 2022 kaudu). Suurfarmide kaudset ebasoodsat mõju keskkonnale põhjustab ka loomasöödakasvatus: suurtes farmides ostetakse sööt enamasti mujalt sisse (EEB, 2022). Kureoja sigala KMH-s (Pallo jt, 2017) hinnati **olulisimaks saasteaineks siiski ammoniaaki**, mille puhul määrati ruumiliseks mõjuulatuseks 1 km farmist.

Pikaajaline kokkupuude ammoniaagiga võib mh põhjustada niisuguseid hingamisteede haigusi nagu bronhiit ja sinusiit (Sundblad jt, 2004). Sellised mõjud võivad siiski eelkõige avalduda inimestele, kes otseselt loomadega tegelevad (Wyer jt, 2022). Ammoniaagi mõjudest keskkonnale on mh välja toodud **hapestumist ja eutrofeerumist**, mis omakorda põhjustavad **elurikkuse kadu** (García-Gómez jt, 2014) ning **veekogude kinnikasvamist**.

[7] Direktiiv 2011/92/EL, I lisa p17. 13. detsember 2011.



Joonis 5. *Suure farmi rajamise võimalikud keskkonnamõjud.*

Farmide peamine keskkonnamõju on seotud sõnniku hoiustamise ja käitlemisega, mis on aga üsna rangelt reguleeritud: hoidla peab mahutama vähemalt kaheksa kuu sõnniku ja virtsa ning olema lekkekindel ka hoidla tühjendamisel ja täitmisel (Veeseadus, 2019[8]). Lisaks tuleb tagada, et hoidlasse ei valguks pinna- ja põhjavesi ning see peab olema kaetud, et vähendada ammoniaagi lendumist (Veeseadus, 2019). Sööda tootmisega avalduvad farmide rajamise kaudsed mõjud, mida ei saa aga otseselt looma- või linnukasvatuse rajamiseks teostatavas KMH-s käsitleda: need mõjurid asuvad sageli väljaspool Eestit ning pole antud tegevuse raames reguleeritavad. Loomapidamine ise põhjustab mh kasvuhoonegaaside (KHG), sh metaani heidet, mille keskkonnamõju on aga kumulatiivne, koosmõjus paljude teiste tegevustega kliimamuutustesse panustav ja seetõttu raskesti hinnatav, mistõttu KHG heidet KMH praktikas eriti ei käsitleta (Põder, 2017). **Sellest võib järeldada, et enamik suurte farmide rajamisega seotud olulisematest KMH käigus käsitletavatest mõjudest minimeeritakse standardsete regulatsioonidega.**

Künnise kirjelduses käsitletud tegevuste keskkonnamõjude hindamiseks võiks kohustuslik olla vaid eelhinnang, kuid mõnede tegevuste puhul piirab seda EL-i seadusandlus. Lisaks eeldaks kohustusliku KMH kaotamine, et olemasolevaid reegleid päriselt täidetakse: 2017. aastal teostatud loomakasvatusettevõtete sõnnikuhoidlate inventuur tuvastas, et paljudel loomakasvatajatel ei olnud nõuetelevastavat sõnnikuhoidlat, mitmetes väiksemates farmides puudus see sootuks (Kiiker jt, 2017). Niisiis tuleks künnise kaotamiseks parendada sõnnikuhoidlate järelevalvet, sh väiksemate farmide puhul, et vältida saasteainete sattumist keskkonda. Kui paljud sõnnikuhoidlad ei vasta praktikas endiselt nõuetele, on KMH siiski oluline, et hinnata, milline on mõjutatav keskkond. Keskkonnamõjude olulisust suurendab ka asjaolu, et

[8] Veeseadus § 164. RT I, 08.07.2025, 70.

farmidest pärinev reostus võib mõjutada juba niigi halvas seisundis veekogusid ning kaitsmata või vähekaitstud põhjavett.

1.6. Pealmaa-, turba- ja allmaakaevandamine

Olemasolev künnis: *pealmaakaevandamine suuremal kui 25 hektari suurusel alal või turba kaevandamine suuremal kui 150 hektari suurusel alal või allmaakaevandamine (KeHJS § 6 lg 1 p 28).*

Kaevandamine põhjustab sageli lokaalse ja globaalse tasandi omavahelisi vastuolusid: ühiskond vajab kaevandatavaid maavarasid, kuid sageli on kaevandamisel olulised mõjud seda ümbritsevale keskkonnale ning kohalikele elanikele (Mononen jt, 2022). Pealmaakaevandamise ja turba kaevandamise KMH künnised tulenevad **„Euroopa Liidu direktiivist** teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõjude kohta" (Direktiiv 2011/92/EL[9]), mille põhjal on alates künnises nimetatud mahust kaevandamisel tõenäoliselt oluline keskkonnamõju. Pealmaakaevandamise puhul rakendub Eestis kohustuslik KMH, kui tegevus toimub vähemalt 25, turbakaevandamise puhul 150 ha suurusel alal. Allmaakaevandamise puhul puudub Eestis mahuline piir ehk KMH protsess käivitatakse igal juhul.

Kaevandamine jagatakse sageli kahte kategooriasse: 1) energiaressursside ja 2) teiste ressursside, nt ehitusmaterjalide ammutamine (Mononen jt, 2022). Viimaseid võib klassifitseerida ka eraldi metallide ja mittemetallide kaevandamiseks (Mononen jt, 2022). Pärast kaevanduse avamist toimub seal aktiivne tegevus enamasti 10-30 aastat (Mononen jt, 2022). Peamised kaevandamisega kaasnevad alategevused on **kaevanduse/karjääri rajamine** (sh taristu ehitus)**, kaevandamine** ning **kaevandusala korrastamine** tegevuse lõppedes (Mononen jt, 2022).

Kaevandamisega kaasneb mitmeid keskkonna- ja sotsiaalseid mõjusid, mis olenevad aga olulisel määral kaevanduse/karjääri asukohast ja selle geoloogilisest ehitusest ning kaevandatavast maavarast (Mononen jt, 2022). Kaevanduste/karjääride rajamise ja kaevandamisega kaasnevad peamised mõjud on seotud muutustega **looduskeskkonnas, maastikupildis ja veerežiimis** ning **müra- ja valgusreostusega** (Mononen jt, 2022). Mõjud võivad olla nii lokaalsed, regionaalsed kui ka globaalsed, esimese kahe puhul sõltuvad need kohaliku keskkonna iseloomust, geoloogilisest ehitusest ja kaevandatavast materjalist (Kauppila jt, 2015; viidatud Mononen jt, 2022 kaudu).

Kaevanduse/karjääri rajamine toob kaasa järske muutusi keskkonnas (Kauppila jt, 2015), mistõttu võib ala ja selle ümbrus paljudele seal varem elanud liikidele sobimatuks muutuda. Kõige olulisem otsene keskkonnamuutus kaasneb karjääri rajamisega, kus eemaldatakse seal varem olnud taimkate, pärast kaevandamist võib see aga asenduda järvega (ELAW, 2010). Maa-alune kaevandus võib olla märksa väiksemate mõjudega, kuid sellega kaasnevad teatud ohud, nt varisemine, suurem muutus põhjaveetasemes, maapinna langatused ja mürgiste gaaside leke (Mononen jt, 2022; Keskkonnaportaali loodusveeb, 2025). Turba kaevandamisega hävitatakse suur osa olemasolevast looduskeskkonnast ja elurikkusest (Piirimäe ja Kasak, 2025), mille

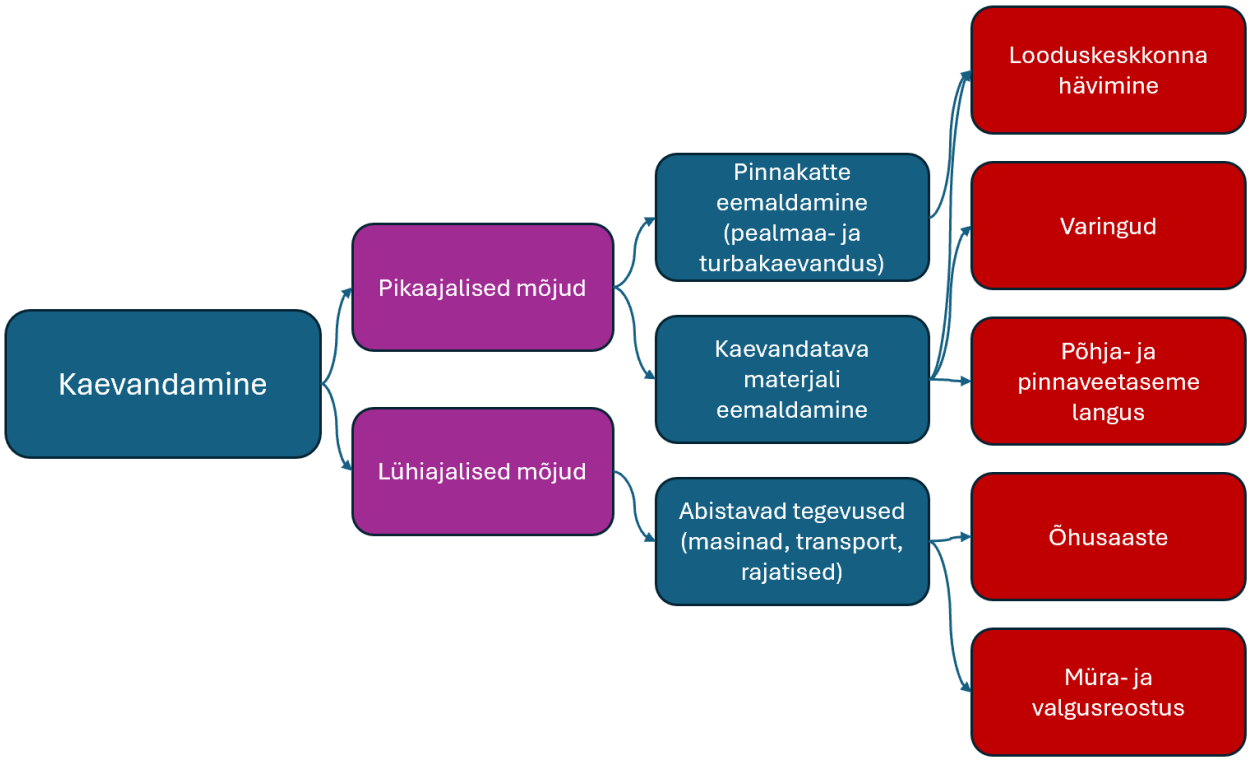
[9] Direktiiv 2011/92/EL, I lisa p17. 13. detsember 2011.

looduslik taastumine võtab väga kaua aega. Samas ei soovi riik avada turbatootmisalasid uutel, seni puutumata aladel (Uiga, 2024).

Üheks oluliseks mõjuks, mis kaevandamisega võib kaasneda, on veerežiimi muutus, mis kahjustab looduskeskkonda, põllumajandustegevust ja inimeste veega varustatust (Mononen jt, 2022). Lisaks suurendab kaevandamine liikluskoormust ning toob sageli kaasa liikumispiirangutega alade loomise. Karjääride ja turbatootmisaladega kaasneb ka oluline muutus maastikupildis (Mononen jt, 2022). Muutused veerežiimis ja maastikus püsivad sageli sadu aastaid (Kivinen, 2017).

Allmaakaevandused on Eestis kõige enam seotud põlevkivi kaevandamisega, millest mõjutatud pinnaveekogumid on valdavalt kesises või halvas seisundis (Keskkonnaportaali loodusveeb, 2025). Tuleb muidugi märkida, et kesises või halvas seisundis on valdav osa Eesti maismaa seisuveekogumitest (Keskkonnaagentuur, 2025) ning enamasti ei paikne need põlevkivikaevanduste lähedal. Põlevkivikaevanduste mõju veestikule on peamiselt tingitud asjaolust, et sealt veekogudesse jõudvas vees on palju vesinikkarbonaate ja sulfaate (Keskkonnaportaali loodusveeb, 2025). Sulfaadid võivad teatud tingimustel moodustada divesiniksulfiidi, mis on mürgine ja vee-elustikule ohtlik. Põlevkivikaevanduste rajamine on toonud kaasa ka põhjaveetaseme langust ja maapinna langatusi (Keskkonnaportaali loodusveeb, 2025).

Liikluskoormuse kasvu ja kaevandamise mõjul võib opereerimisfaasis õhku sattuda olulises koguses heitgaase, kemikaale ja peenosakesi, mis peale inimeste tervise ja keskkonna kahjustamise võivad põhjustada ka ebameeldivaid lõhnu (Mononen jt, 2022). Samas toovad Mononen jt (2022) välja, et väikesemahuline kaevandamine võib olla mõõduka keskkonnamõjuga, toimides alternatiivina vajalike maavarade ammutamiseks.



Joonis 6. *Kaevanduse rajamise võimalikud keskkonnamõjud.*

Suurte, käesolevas peatükis käsitletud künnises välja toodud kaevanduste/karjääridega, kaasnevad tõenäoliselt olulised lühi- ja pikaajalised keskkonnamõjud. Nende mõjude ulatus ja iseloom sõltuvad paljuski kaevanduse/karjääri asukohast, mistõttu pole mõjusid enamasti võimalik standardsete meetmete ehk õigusaktidest tulenevate kohustustega leevendada või vältida.

KMH kohustus on vähemalt 25 ha suuruse karjääri ja 150 ha suuruse turbatootmisala puhul põhjendatud. Kuna kaevanduste/karjääride üheks olulisemaks mõjuks on põhja- ja pinnaveetaseme kriitiline langus, on üks võimalus siduda künnis kaevandusest/karjäärist väljajuhitava vee kogusega. Sellisel juhul tuleks siiski säilitada sarnane, pindalaga seotud künnis, sest maastik ja looduskeskkond muutuvad selle ala piires ja lähiümbruses täielikult. Ühtlasi tuleb arvestada, kas kaevandatakse ehitus- või energiaressursse. Oluline on piirata ka seni kohati esinevat praktikat, kus ühe suure, KMH menetlust eeldava karjääri asemel rajatakse kõrvuti mitu väikest. Sellisel juhul tuleks arvestada nende karjääride kogupindala ning teostada ühine KMH.

Allmaakaevandused avaldavad kaevandusalal olevale keskkonnale enamasti vähem nö kohest mõju, kuid võivad kümneid aastaid hiljem põhjustada maapinna langatusi, alandada põhjaveetaset jms. Eesti allmaakaevandustest ammutatakse enamasti põlevkivi, mille jäägid võivad muuta vee keemilist koostist. **Allmaakaevanduste mõjud on ühtlasi raskesti prognoositavad ja ala algse seisukorra taastamine keeruline, mistõttu tuleks säilitada KMH kohustus.**

2. KMH eelhinnangu kohustusega tegevused

Keskkonnamõju hindamise (KMH) menetluse üks keskseid komponente tegevusloa tasandil on eelhinnang, mille eesmärk on otsustada, kas kavandatav tegevus võib **eeldatavalt põhjustada olulist keskkonnamõju** ning kas KMH tuleb algatada. Eelhinnang on õiguslikult raamitud KeHJS-is, mis sätestab eelhinnangu sisu (mida arendaja peab esitama ja mille alusel otsustaja hindab). Teaduskirjanduse analüüsi teises peatükis uuriti peamiselt raportitele ja teaduskirjandusele tuginedes, millised on paljude KMH eelhinnangu kohustusega tegevuste keskkonnamõjud ning võimalusel hindasime, kas künnis on õigustatud ja/või milline see peaks olema.

2.1. Energeetika ja põletusseadmed

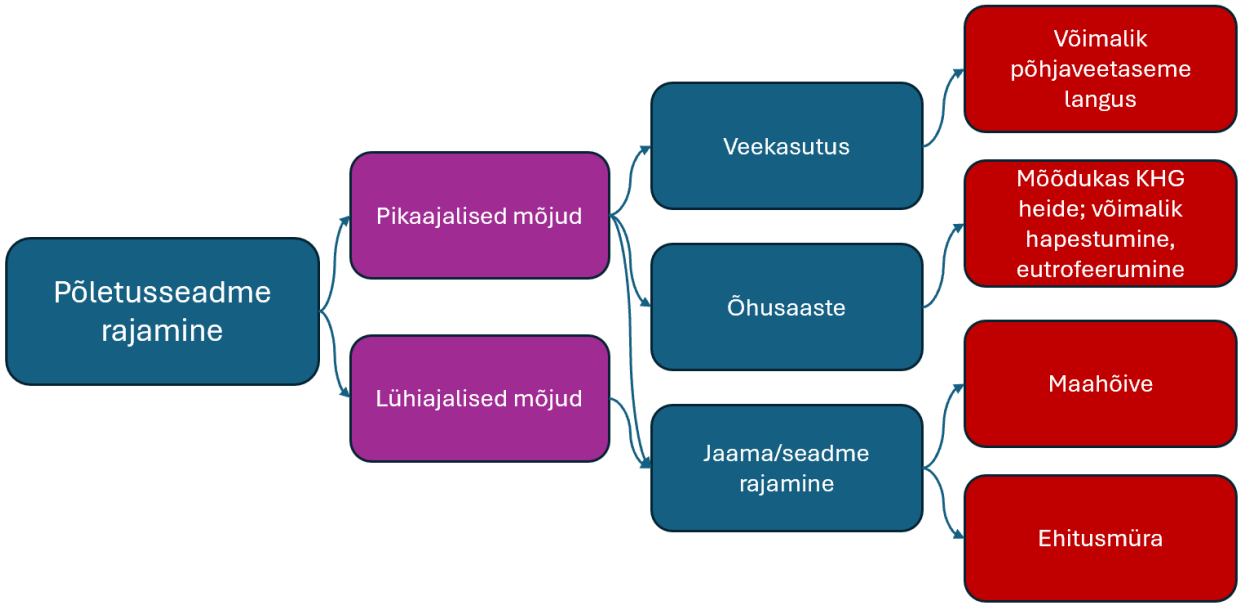
Olemasolev künnis: *soojuselektrijaama või muu põletusseadme rajamine (püstitamine) või laiendamine ning elektri- või soojusenergia tootmine, kui põletusseadmete summaarne soojussisendile vastav nimisoojusvõimsus on 50–299 megavatti (määrus § 2 p 1).*

Vähemalt 50 megavatti soojussisendile vastava nimisoojusvõimsusega põletusseadmed on klassifitseeritud kui „suured põletusseadmed“ (Defra, 2011). Soojussisendile vastav nimisoojusvõimsus tähendab tehase poolt installeeritud soojusvõimsust, mis vastab projekteeritud maksimaalsele kütuse sisendile. Põletusseadmete peamiseks pikaajaliseks keskkonnamõjuks on vääveldioksiidi, lämmastikoksiidide ja peenosakeste heide (Defra, 2011), mille piirväärtusi reguleerib tööstusheite seadus (THS § 73[10]) kliimaministri määrusega. Eesti kontekstis on sellise võimsusega lähitulevikus rajatavateks põletusseadmeteks eelkõige reservvõimsust tagavad gaasijaamad. Soojuselektrijaamade või muude põletusseadmete püstitamise peamisteks alategevusteks on jaama **ehitus, käitamine ning lammutus – olulisim keskkonnamõju avaldub eelkõige käitamisel**.

Maagaasi põlemisprotsess on võrreldes teiste fossiilsete energiaallikatega suhteliselt puhas: EKUK (2013) põhjal on näiteks põlevkiviõli KHG eriheitetegur *ca* 45% ja tahke biomassi (hakkepuit ja turvas) oma ligikaudu 90% maagaasist kõrgem. EPRI (2021) põhjal vähendab gaasielektrijaamadele üleminek veelgi olulisemal määral teiste saasteainete ehk vääveldioksiidi, lämmastikoksiidide ja peenosakeste heidet. Gaasijaamade üheks täiendavaks keskkonnamõjuks on jahutussüsteemide vee tarbimine, kuigi võrreldes kivisöe ja mitmete teiste fossiilsete energiaallikatega on ka see väiksem (EPRI, 2021).

Teiste fossiilsete kütuste, nt põlevkivi põletamisel, võib suurte mahtude juures kaasneda hapestumine ja eutrofeerumine, mida põhjustab NO_x ja SO2 heide (Constantin jt, 2020; joonis 7).

[10] Tööstusheite seadus § 73 RT I, 08.07.2025, 69.



Joonis 7. *Soojuselektrijaama või muu põletusseadme rajamise võimalikud keskkonnamõjud.*

Eelduslikult puudutab künnis enim varustuskindlust tagavate gaasijaamade rajamist, mis ei tööta pidevalt nimisoojusvõimsusel ning eritavad suhteliselt vähe õhusaastet. Ka teiste põletusseadmete puhul reguleerib kõige olulisemat mõju ehk saasteaineid, sh vee-, õhu- ja pinnasesaastet tööstusheite seadus (3. peatükk), mille „eesmärk on saavutada keskkonna kui terviku kaitse kõrge tase“ (THS § 1[11]). Keskkonnaministri määruse nr 48 lisas (edaspidi heite piirväärtuste määrus) on heite piirväärtused kehtestatud põletusseadme nimisoojusvõimsuse ja saasteainete kontsentratsiooni põhjal ehk otseselt ei ole käsitletud saasteainete koguhulka. Lisaks kontsentratsioonile ja nimisoojusvõimsusele on aga oluline hinnata, kas keskkond soosib saaste hajumist ning kas piirkonnas on veel põletusseadmeid, mil juhul **kumulatiivne mõju võib ületada EL-i õhukvaliteedi standardeid.**

Tahkete kütuste põletamisel, kus saaste piirväärtused on kõrgemad ning lisaks lämmastikoksiididele ja vingugaasile võivad suurt keskkonnamõju põhjustada tahked osakesed ja vääveldioksiid, **võivad ka kuni 299 megavatise nimisoojusvõimsusega seadmed põhjustada olulist keskkonnamõju.**

Heite piirväärtuste määruses on 100 kuni 300 MW nimisoojusvõimsusega tahkeid ja vedelkütuseid põletavate seadmete lämmastikoksiidide heite piirmääradeks vastavalt 200 ja 150 mg/Nm^3. Enam kui 50 MW nimisoojusvõimsusega gaasipõletite puhul on sama piirmäär 100 mg/Nm^3. See tähendab, et kaks korda väiksema nimisoojusvõimsuse juures kehtib gaasipõletitele kuni kaks korda väiksem (rangem) heite piirväärtus, mille säilitamisel võiks **gaasipõletite KMH eelhinnangu künnise teistest põletusseadmetest eristada ja 200 MW nimisoojusvõimsuse juurde tõsta.** Seda toetab täiendavalt asjaolu, et gaasipõletitest ei eritu erinevalt paljude tahkete kütuste põletamisest oluliselt tahkeid osakesi ja vääveldioksiidi ja nende veetarve on võrreldes teiste põletitega väiksem (US EPA, 2020).

[11] Tööstusheite seadus § 1 RT I, 08.07.2025, 69.

2.2. Torustike rajamine

Olemasolev künnis: *gaasi, nafta või kemikaalide transportimiseks torustiku rajamine väljaspool tööstusterritooriumi, välja arvatud KeHJS § 6 lõike 1 punktis 25 nimetatud juhul (määrus § 2 p 3).*

Olemasolev KMH eelhinnangu künnis kohaldub torustike, mille pikkus on alla 40 km ja läbimõõt alla 800 mm, rajamisele väljaspool tööstusterritooriumi – künnist ületavate tegevuste puhul rakendub KMH kohustus. Torustiku rajamisega kaasnevad peamised alategevused on **maa-ala puhastamine, torustiku ehitus, torustiku kasutamine ning selle eemaldamine ja ala taastamine, olulisemad mõjud on eelkõige tingitud maa-ala puhastamisest ja kasutusfaasist** (Richardson jt, 2017).

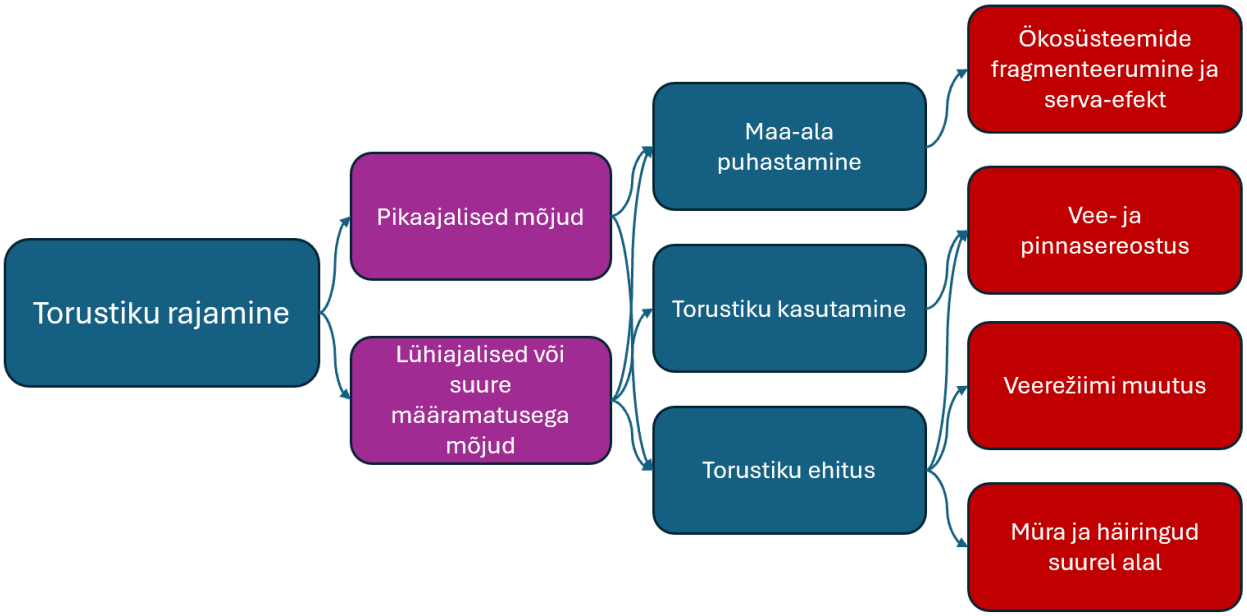
Torustikud põhjustavad sarnaselt muule „lineaarsele taristule", näiteks maanteedele ja elektriliinidele, pikaajalisi häiringuid ökosüsteemides, neid killustades ja servaefekti tekitades (Richardson jt, 2017). Torustiku alalt eemaldatakse olemasolev taimkate, toimub pinnase tihenemine ning suureneb erosiooni risk (Richardson jt, 2017). Killustumist ja servaefekti võimendab torustike puhveralale kehtestatav kaitsevöönd (EhS § 70[12]), mis omakorda võib takistada ka inimeste liikumist.

Pärast rajamist taastatakse torustiku koridoris tavaliselt madal taimestik. See aitab küll vähendada pikaajalist pinnase erosiooni, kuid ei võimalda enamasti varasema liigirikkuse täielikku taastumist (Richardson jt, 2017). Samas võib raadatud koridor mõnele liigile osutuda ka soodsaks elupaigaks: näiteks teatud lindudele võib see pakkuda sobivat elu- ja jahiala (Nekola, 2012).

Kui torustik läbib märgala, võib selle rajamine oluliselt muuta veerežiimi ning seeläbi märgalaökosüsteemi toimimist (Yu jt, 2010). Torustikega kaasneb ka teatav lekkeoht, millega võib kaasneda oluline vee- ja pinnasesaaste (Lu jt, 2023; joonis 8).

Vee- ja pinnasereostuse riski käsitlemine kuulub teatud juhtudel keskkonnariski hindamise skoopi, kuid näiteks väiksemad gaasitorustiku lekked on üsna sagedased, mistõttu tuleks nendega arvestada ka KMH-s. Näiteks Neumann (2022) põhjal esineb USA gaasitrassides keskmiselt iga 40 tunni tagant lekkeid, mida tuleb raporteerida – see tähendab, et pisemaid lekkeid võib esineda veelgi sagedamini. Olulisi gaasilekkeid on viimastel aastatel esinenud ka Eestis, näiteks Balticconnectori puhul (Ots, 2023).

[12] Ehitusseadustik (EhS) § 70 lg 8 RT I, 21.11.2025, 13.



Joonis 8. *Torustiku rajamise võimalikud keskkonnamõjud.*

Torustike rajamise keskkonnamõjusid saab kõige efektiivsemalt leevendada, valides vähetundlikke alasid läbiv trass (Richardson jt, 2017). Kui paigaldada torustik maa alla, pealtkaevamise asemel puurides, on pikaajalised maapealsed mõjud samuti minimaalsed (Van Praagh, 2014). Alternatiivina toob Dunne ja Quinn (2009) välja, et maapealne trass tuleks rajada piisavalt kõrgele, et see ei takistaks suurte imetajate liikumist, vähendades seega elupaikade killustumist. Ehitusaegseid mõjusid vähendab nt tööde teostamine talvisel perioodil ja tundlike taimeliikide ümberkolimine. Pärast trassi rajamist tuleks alal taastada ümbritsevaga võimalikult sarnane keskkond (Richardson jt, 2017).

Kuna mõjude leevendamine eeldab trassialternatiivide võrdlust, riskihinnanguid, retseptorite tundlikkuse hindamist jms, tuleks kuni 40 km pikkustel ja 800 mm läbimõõduga gaasi-, nafta või kemikaalide transpordiks mõeldud torustiku rajamisel **säilitada KMH eelhinnangu kohustus.** Sellist tüüpi taristu keskkonnamõju on väga asukohaspetsiifiline ning eelhinnang võimaldab näiteks vääriselupaikade kohta olemasolevate andmete esmast analüüsi. Riskid ja keskkonnamõjud ei sõltu niivõrd trassi pikkusest, kui retseptoritest ja ehitustehnika valikust.

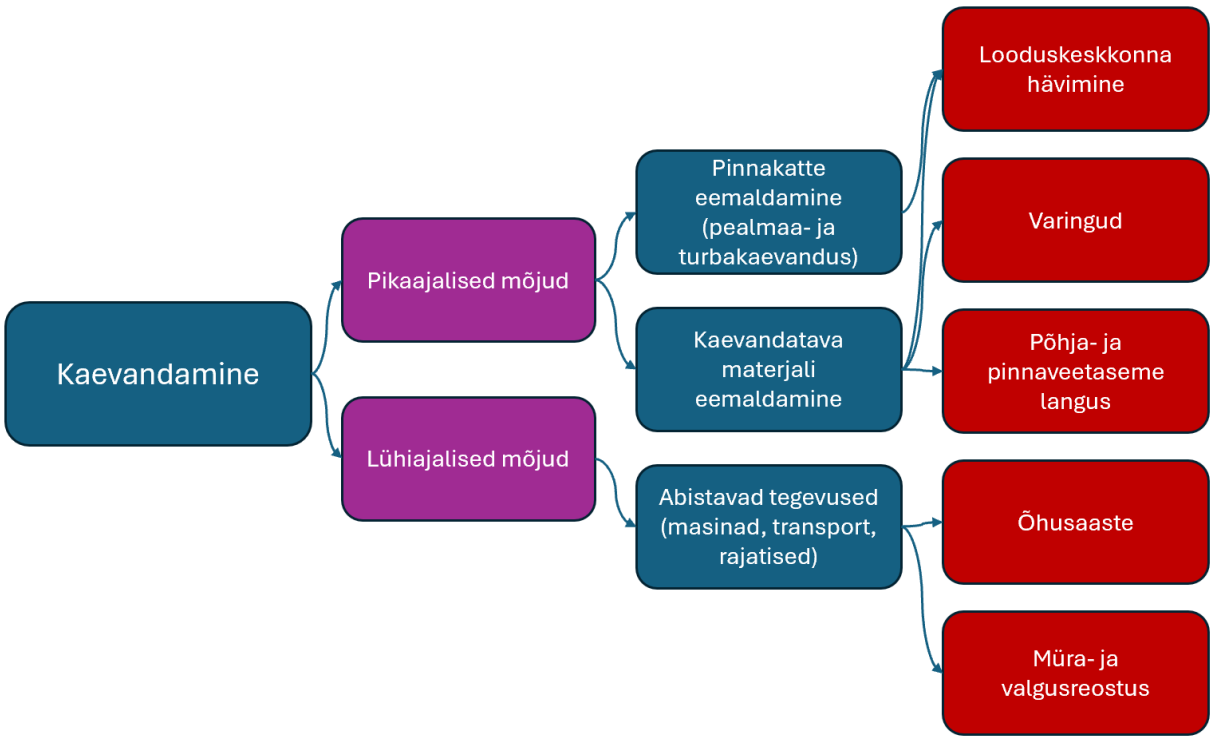
2.3. Kaevandamine

Olemasolevad künnised:

pealmaakaevandamine kuni 25 hektari suurusel alal (määrus § 3 p 4)

turba kaevandamine kuni 150 hektari suurusel alal (määrus § 3 p 11).

Pealmaa- ja turbakaevandamisega seotud mõjusid on käsitletud ka käesoleva töö peatükis 1 (joonis 6). Kuigi mahud on erinevad ehk KMH kohustus algab pealmaa- ja turbakaevandamise puhul vastavalt 25 ja 150 ha suurusest alast – alla selle on vaja teostada eelhindamine – on mõjude olemus sama. Sellest tulenevalt pole nende tegevuste mõjusid antud peatükis eraldi põhjalikult kirjeldatud, keskendutud on eelhinnangu künnise loogika analüüsile.



Joonis 6. *Kaevanduse rajamise võimalikud keskkonnamõjud.*

Peatükis 1 jõudsime seisukohani, et kohustuslik KMH vähemalt 25 ha suurusel alal pealmaakaevandamisele ja 150 ha suurusel alal turba kaevandamisele tuleks säilitada. Väikeste karjääride ja turbatootmisalade mõjud on sarnaselt suurtele väga asukohaspetsiifilised – sama suure mahu juures võivad mõjud nt põhjaveetasemele ja looduskeskkonnas toimuvale muutusele oluliselt erineda. Olenevalt tegevusest paika pandud künnise piir märgib mahtu, millest alates võib riski pidada piisavalt suureks, et tõenäoliselt esineb olulisi ebasoodsaid keskkonnamõjusid. **Samas ei saa ka väiksemate projektide puhul ilma eelhinnanguta eeldada, et kaevandamisega ei kaasne tõenäoliselt olulisi mõjusid.**

Paoletti (2025) rõhutab karjääridega kaasnevate oluliste mõjuteguritena veerežiimi muutmist ja lõhkamisi. Rõhutatud on ka veekogude lähedusega kaasnevat kõrgendatud ohtu, sest vabastatav materjal võib muuta nende füüsikalisi ja keemilisi omadusi (Paoletti, 2025). Turbatootmisalade mõjud sõltuvad olulisel määral sellest, kuidas plaanitakse ala taastada, muutused veerežiimis on enamasti vältimatud.

Kuna **turba kaevandamisega** kaasneb tavaliselt veerežiimi muutus, mille geograafiline ulatus sõltub konkreetsest asukohast, **tuleks olemasolev KMH eelhinnangu künnis senisel kujul säilitada**. Kuna **pealmaakaevandamise** keskkonnamõju sõltub paljuski sellest, kas viiakse läbi lõhkamisi ja muudetakse veerežiimi, **ei pruugi eelhinnang vajalik olla, kui neid tegevusi ei tehta ja karjääri pindala on alla 10 ha.** Kui kaevandamist kavandatakse juba varasemalt rajatud karjääris/turbatootmisalal ehk sisuliselt on tegemist kaevandusloa pikendamisega, võib kaaluda eelhinnangu kohustusest loobumist tingimusel, et varasem KMH või eelhinnang ei tuvastanud olulisi ebasoodsaid mõjusid.

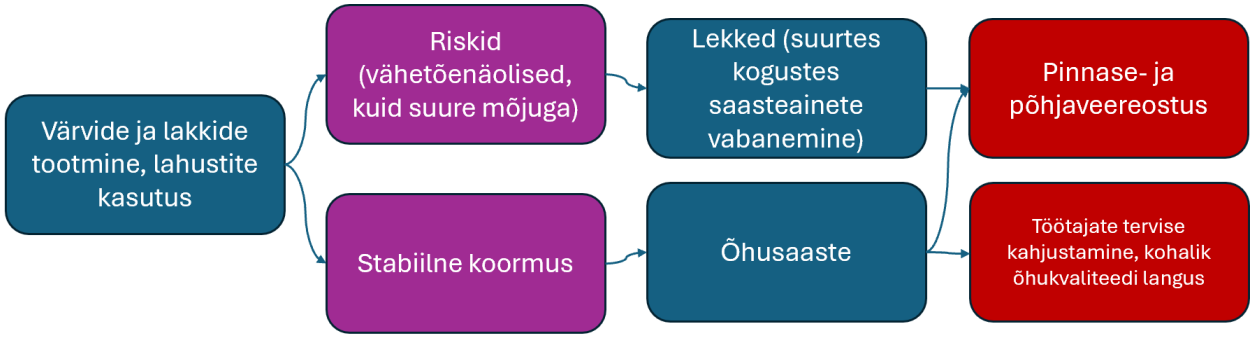
2.4. Värvide ja lakkide tootmine ning lahustite kasutus

Olemasolevad künnised:

värvide või lakkide tootmine, kui orgaaniliste ainete kulu on üle 50 tonni aastas või üle 150 kilogrammi tunnis (määrus § 6 p 5)

ainete, esemete või toodete pinnatöötlus orgaaniliste lahustite kasutamisega, näiteks viimistlemine, trükkimine, katmine, rasvaärastus, veekindluse tagamine, kruntimine, värvimine, puhastamine või impregneerimine, kui orgaaniliste ainete kulu on üle 50 tonni aastas või üle 150 kilogrammi tunnis (määrus § 15 p 1).

Sarnaselt peatükis 1 analüüsitud keemilise tootmise mõjudele kahjustavad värvid ja lakid keskkonda eelkõige nende kasutamisel. Tootmistegevuses avaldub värvide, lakkide ja orgaaniliste lahustite **mõju eelkõige tehases kohapeal, selle vahetus ümbruses või lenduvate orgaaniliste ühendite jõudmisel atmosfääri** (EPA, 2025; Keskkonnaagentuur, 2019). Värvide tootmisel levivad lenduvad orgaanilised ühendid võivad põhjustada limaskesta ärritust, peavalu, maksakahjustusi jms (EPA, 2025). Õhukvaliteedi langus halvendab ka keskkonna üldist ökoloogilist seisundit ning võib muuta piirkonda vähem atraktiivseks. Lahustite kasutamisel esineb sarnaselt keemiatööstusele (peatükk 1.1) lekkerisk, mille realiseerumine võib oluliselt kahjustada pinnast ja põhjavett (joonis 9).



Joonis 9. *Värvide ja lakkide tootmise ning lahustite kasutamise võimalikud keskkonnamõjud.*

Õhusaastet, mida toovad peamiste värvide tootmise keskkonnamõjuna välja ka Paiano jt (2021) ning Akhter jt (2024), saab teoreetiliselt standardsete meetmete abil reguleerida, sest tootmisprotsessid on lokaalsed ja toimuvad reeglina siseruumides. Õhusaaste vähendamiseks tuleks võimalusel valida keskkonnasõbralikud sisendid ja meetodid ning kasutada suletud filtriga süsteeme või muid viise õhusaaste püüdmiseks. Samas, sarnaselt põletusseadmetele määrab tööstusheite seadus orgaanilisi lahusteid kasutavates käitistes heite piirmäärad kontsentratsioonina. Sellest tulenevalt võib väga suurtes käitistes ka madala saasteainete kontsentratsiooniga heide olla olulise keskkonnamõjuga, sest koguhulk on suur.

Sarnaselt põletusseadmetega võivad mõjud olla kumulatiivsed ning sõltuda keskkonna taluvuspiiridest, mikrokliimast jms. Sellest tulenevalt on keeruline määrata kirjanduse põhjal uut piiri, millest alates oluline keskkonnamõju tõenäoliselt puudub, mistõttu **soovitame ettevaatusprintsiibist lähtuvalt KMH eelhinnangu kohustuse säilitamist.** Eelhinnang võimaldab antud juhul vaadelda, milline on tehast ümbritsev keskkond, veekogud jms.

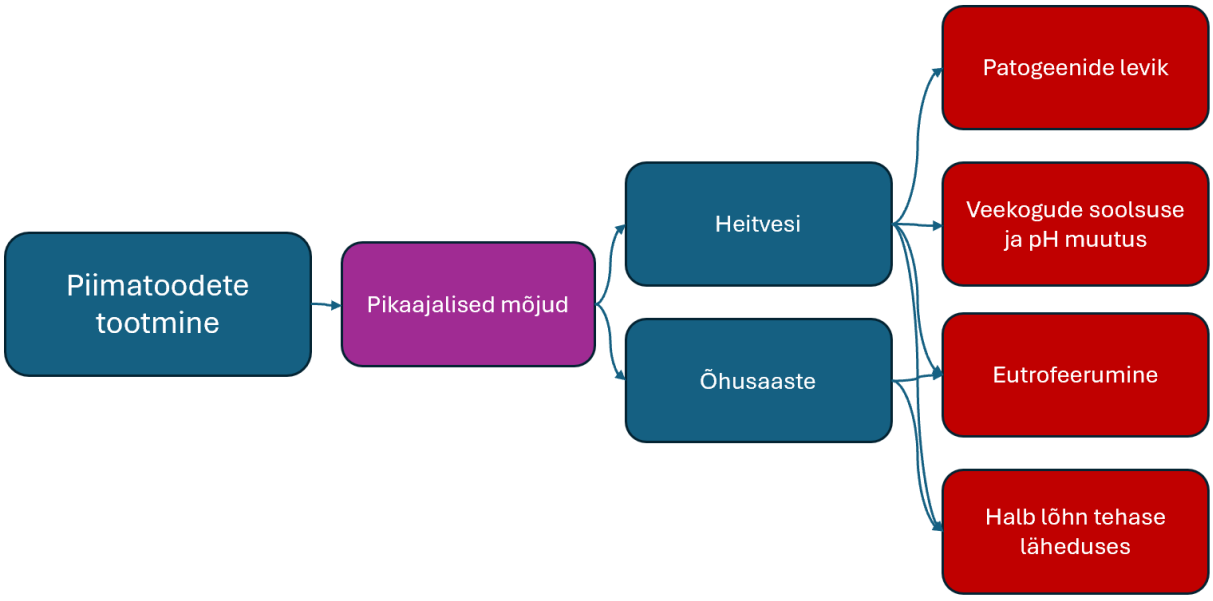
2.5. Piimatoodete tootmine

Olemasolev künnis: *piimatoodete tootmine valmistoodangu mahuga üle 200 tonni ööpäevas (määrus § 7 p 4).*

Piimatoodete tootmine on Eesti toiduainetööstuse suurima toodanguga tegevusala (Statistikaamet, 2025). Sellega kaasnevad peamised alategevused on **toorpiima vastuvõtt, rasvasisalduse ühtlustamine ja pastöriseerimine, millele järgneb erinevatel viisidel piimatoodete valmistamine, jääkide, sh vadaku käitlus ning pakendamine ja tarne**. Maailmapanga (2007) hinnangul on piimatööstuse peamisteks keskkonnamõjude põhjustajateks tootmisega kaasnev **heitvesi ja õhusaaste,** neist **olulisemaks on heitvesi** (joonis 10).

Piimatööstuses tekib ühe ühiku toodangu kohta hinnanguliselt 2,5 ühikut heitvett, mis sisaldab peamiselt piima töötlemise ning anumate ja tehnika puhastusjääke (Kolev Slavov, 2017). Moodsates tehastes on heitvee teke pigem väiksem (Kolev Slavov, 2017). Tekkiv heitvesi on võrdlemisi kõrge orgaanilise aine sisaldusega ning laia pH vahemikuga, mistõttu tuleb seda keskkonnamõjude vähendamiseks eraldi puhastada (Farizoglu jt, 2007; Tawfik jt, 2008). Peale piimajääkide võib heitvees olla ka näiteks puhastusvahendijääke ja erinevaid lisandeid (Kolev Slavov, 2017). Peamiseks saaste põhjustajaks on vadak (Kolev Slavov, 2017). Lisaks tehase suurusele sõltub heitvee tekkekogus ja koostis tehnoloogilistest lahendustest, kohtpuhastite efektiivsusest ning tootmismeetoditest (Karadag jt, 2015). Keskkonda jõudev heitvesi võib põhjustada eutrofeerumist, muuta veekogude ja pinnase soolsust ning kanda edasi patogeene (Maailmapank, 2007a). Tolm ja muu tehases leviv õhusaaste võib tekitada allergilisi reaktsioone töötajate seas.

Õhusaaste tuleneb eelkõige piima ja piimatoodete kuumutamiseks kasutatavast energiaallikast, Maailmapank (2007) on gaasidest eraldi välja toonud süsihappegaasi ja lämmastikoksiidid. Samas dokumendis on mainitud ka töötlemise käigus erituvaid peenosakesi ning heitveega kaasnevat halba lõhna.



Joonis 10. *Piimatoodete tootmise võimalikud keskkonnamõjud.*

Mõjude olulisus sõltub mh toodangu tüübist ja vee ärajuhtimise viisist (Maailmapank, 2007a). Arvestades, et 1 liitri töödeldava piima kohta tekib *ca* 1–2,5 liitrit heitvett, on heitvee kogus 200-tonnise ööpäevase toodangu juures *ca* 200 kuni 500 m^3. Kui keemiline hapnikutarve (KHT) on 2,5g/l (Brazzale jt, 2019), vabaneb heitveega vahemikus 500–1250 kg orgaanilist ainet. Eestis sõltuvad keemilise hapnikutarbe kontsentratsiooni piirväärtused heitveekogumisalast, kuid jäävad oluliselt alla 2,5g/l, mistõttu on kohtpuhastite roll keskkonnaohutuse tagamisel äärmiselt oluline, vältimaks mitmesaja kilogrammi kuni mitme tonni orgaanilise aine keskkonda sattumist.

Kohtpuhastid ei pruugi erakorraliste sündmuste, näiteks õnnetuste ja ülekoormuse korral, heitvee piisava puhastamisega toime tulla, mistõttu on tõenäoline, et vahel satub keskkonda siiski lubatust palju kõrgema orgaanilise aine kontsentratsiooniga heitvesi. Lisaks on Eesti siseveekogude ja Läänemere üheks peamiseks keskkonnaseisundi mõjutajaks eutrofeerumine (Keskkonnaportaal, 2026), mida põhjustab ka piimatööstusest keskkonda jõudev heitvesi (joonis 10). Niisiis võib piimatööstus juba halvas seisundis olevate veekogude olukorda veelgi halvemaks muuta. Sellest tulenevalt ei tohiks piimatoodete tootmisele kehtivat KMH eelhinnangu künnist otseselt tõsta, kuid alternatiivina on võimalik **eelhinnangu kohustus siduda näiteks tehasest välja suunatava heitvee koguse ja selle orgaanilise aine sisaldusega.**

2.6. Maaparandussüsteemide rajamine

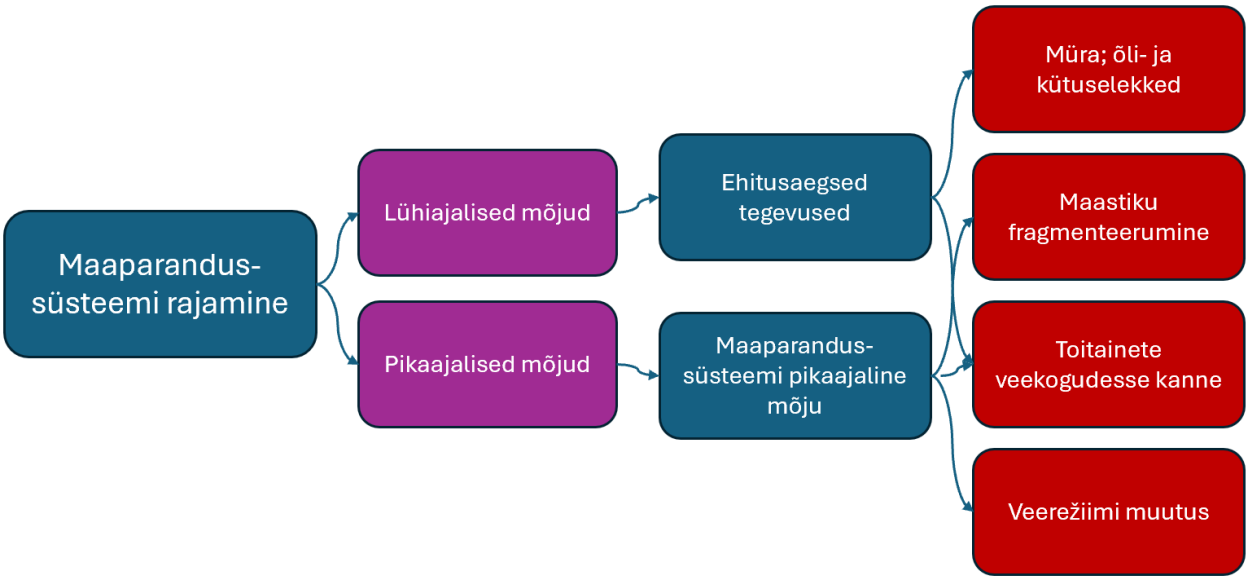
Olemasolev künnis: *uue maaparandussüsteemi või olemasoleva maaparandussüsteemi uue osa rajamine üle 200 hektari suurusele alale maatulundusmaal, välja arvatud metsamaal metsaseaduse tähenduses, ja poldrile, olenemata maa-ala suurusest (määrus § 9 p 2).*

Maaparandussüsteemide rajamise eesmärk on enamasti maa põllumajanduseks või metsanduseks sobivamaks muutmine (Maa- ja Ruumiamet, 2024). Nende hulka kuuluvad peamised rajatised on eesvool, kuivenduskraavid, dreenid, kaevud ja truubid, süsteeme kasutatakse Eestis enamasti liigniiskete alade kuivendamiseks (Maa- ja Ruumiamet, 2024). Käesolev peatükk käsitleb põllumaa kuivendamiseks mõeldud süsteeme, maaparandusena mõistetakse aga ka metsamaa kuivendamist (Maa- ja Ruumiamet, 2024).

Costanza jt (2014) põhjal on märgalad pindalaühiku kohta kõige kõrgema ökosüsteemiteenuste väärtusega maakattetüüp, samas on need inimtegevuse, sh kuivenduse tõttu ühed ohustatumad (Dudgeon jt, 2006). Eestis hakati maid ulatuslikult kuivendama 19. sajandil, protsess intensiivistus 1940. aastatel (Rannap jt, 2023). Tänaseks on kuivendatud maa kogupindala ligi 14 000 km^2, mis moodustab pea 1/3 Eesti maismaast (Rannap jt, 2023). Kuivendatud aladest ligikaudu 45% on põllumaa.

Kuna suur osa kuivendussüsteemidest on rajatud 1960.–1980. aastatel, on nende projektijärgne eluiga lõppemas, mistõttu tegeletakse palju süsteemide hoolduse, rekonstrueerimise, uuendamise ja eesvoolude korrastamisega (RMK, 2011). Maaparandussüsteemide rajamisega kaasnevad peamised ebasoodsad keskkonnamõjud on **ehitusaegne müra ja reostusoht, heljumi ja toitainete veekogusse kanne, maastiku fragmenteerumine ning veerežiimi muutus** (RMK, 2011; Rannap jt, 2023; joonis 11). Süsteemi rekonstrueerimisega kaasnevad mõjud on üldiselt sarnased, kuid enamasti vähem ulatuslikud (Nieminen jt, 2018). Ebasoodsatest keskkonnamõjudest **kõige olulisemad on toitainete kanne ning veerežiimi muutus**. Esimese mõju võimendab asjaolu, et paljude Eesti siseveekogude seisund on halb või kesine

(Keskkonnaportaali loodusveeb, 2024). Teine põhjustab olulisi muutusi mullastikus ning seeläbi kogu ökosüsteemis (Rannap jt, 2023).



Joonis 11. *Maaparandussüsteemide rajamise peamised võimalikud keskkonnamõjud.*

Kuivendussüsteemide mõju sõltub peamiselt keskkonnatingimustest, näiteks kuivendussüsteemide kaudu veekogudesse jõudva vee lämmastiku ja fosfori sisaldus on oluliselt seotud looduslike tingimuste ja põllumajandustootmise tüübiga (Kyllmar jt, 2023). Kuivendamisega kaasnev veetaseme muutus sõltub mh mulla veejuhtivusest (Rannap jt, 2023). Sellest tulenevalt ei ole võimalik maaparandussüsteemide olulist ebasoodsat keskkonnamõju standardsete meetmetega välistada, mistõttu **tuleks KMH eelhinnangu kohustus säilitada**. Eelhinnangus tuleks analüüsida kohalike ökosüsteemide olemust ja väärtust ning hüdroloogilist režiimi.

Olenemata eelhinnangu tulemustest tuleks maaparandussüsteemide rajamisel ja hooldamisel rakendada mitmeid leevendavaid meetmeid. Kasak ja Piirimäe (2019) põhjal vähendab kuivenduskraavide hooldusvajadust seal puude kasvatamine, sest need stabiliseerivad kaldaid. Kraavide ja haritava maa vahel tuleks säilitada puhverribad, et vähendada toitainete vette jõudmist (Rannap jt, 2023). Drenaažisüsteemis aitab toitaineid püüda lubjafiltrite paigaldamine (Rannap jt, 2023).

2.7. Loomakasvatuse intensiivtootmine

Olemasolevad künnised:

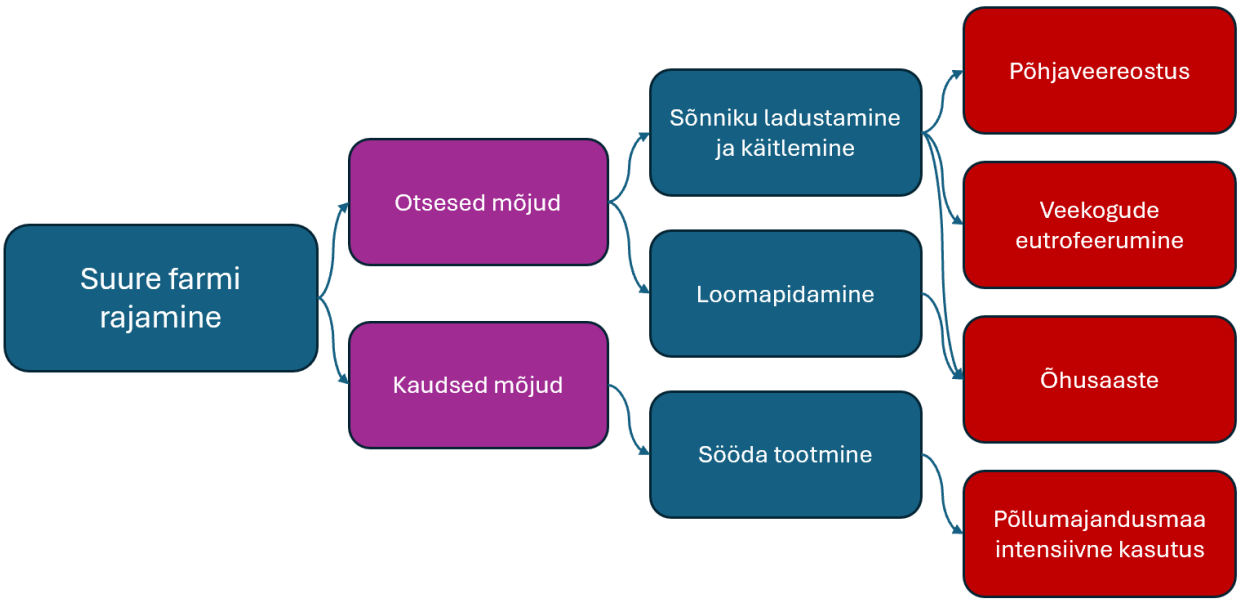
seafarmi rajamine ja sigade intensiivkasvatus käitises, kus peetakse 2000–3000 siga (kehamassiga üle 30 kg) või 750–900 emist. Kui ühes käitises kasvatatakse mõlema eelmises lauses nimetatud kategooria sigu, arvutatakse käitises peetavate sigade arv kokku, kasutades järgmisi koefitsiente: siga (kehamassiga üle 30 kg) 1,0; emis 2,7 (määrus § 9 p 9)

veisefarmi rajamine või veiste intensiivkasvatus käitises, kus peetakse 400–600 piimalehma, 533–800 ammlehma või 800–1200 noorveist, kelleks loetakse üle kaheksa kuu vanuseid lehmmullikaid kuni poegimiseni ja üle kaheksa kuu vanuseid pulle (määrus § 9 p 9[1])

kui ühes käitises kasvatatakse vähemalt kahe eelmises punktis nimetatud kategooria veiseid, arvutatakse käitises peetavate veiste arv kokku, kasutades järgmisi koefitsiente: piimalehm 1,0; ammlehm 0,75; noorveis 0,5 ning keskkonnamõju hindamise algatamise või algatamata jätmise kaalumise kohustuslikkus otsustatakse võrdluses piimalehmadele sätestatud künnisvõimsusega (määrus § 9 p 9[2]).

Suure sea- ja veisefarmi rajamise mõjusid on analüüsitud käesoleva töö esimeses peatükis (1.5), kus on käsitletud suuremaid farme, mille puhul rakendub KMH kohustus. Peamiselt avaldab keskkonnale ebasoodsat mõju farmides suurel hulgal tekkiva sõnniku ladustamine ja käitlemine (joonis 5). Sõnnikuga kaasnevad ammoniaagi ja kasvuhoonegaaside heide, peenosakeste lendumine ning ebameeldiv lõhn. Lisaks eralduvad sõnnikust lämmastik muudes vormides ning fosfor ja orgaanilised ühendid, mis võivad sattuda atmosfääri ja vette, põhjustades **kasvuhooneefekti, põhjavee saastumist, hapestumist ja veekogude eutrofeerumist** (Tullo jt, 2019). Kaudset ebasoodsat mõju põhjustab ka loomasöödakasvatus.

Seafarme, kus peetakse 2000-3000 siga, on PRIA (2025) andmetel Eestis 11. 400-600 piimalehmaga veisefarme on 52. Andmestikus ei eristu, kas tegemist on sigade, emiste, noorveiste, ammlehmade või piimalehmadega, kuid kuna lihaveiste intensiivtootmist Eestis eriti ei viljeleta, võeti veiste puhul aluseks kõige madalam ehk piimalehmade vahemik.



Joonis 5. *Suure farmi rajamise võimalikud keskkonnamõjud.*

Kuigi sõnnikuhoidlatele, mis on kõige suurem potentsiaalne loomakasvatuse keskkonnamõju allikas, on kehtestatud ranged regulatsioonid, siis nende reeglite rikkumised on väga sagedased (Kiiker jt, 2017). Lisaks võivad olenevalt loomapidamisviisist avalduda muud mõjud: näiteks ei pruugi loomad olla alati suletud keskkonnas ning võivad seega mõjutada ümberkaudset loodust ja veekogusid. Piimalehmade lüpsil tekkiv piimakadu suunatakse enamasti kanalisatsiooni,

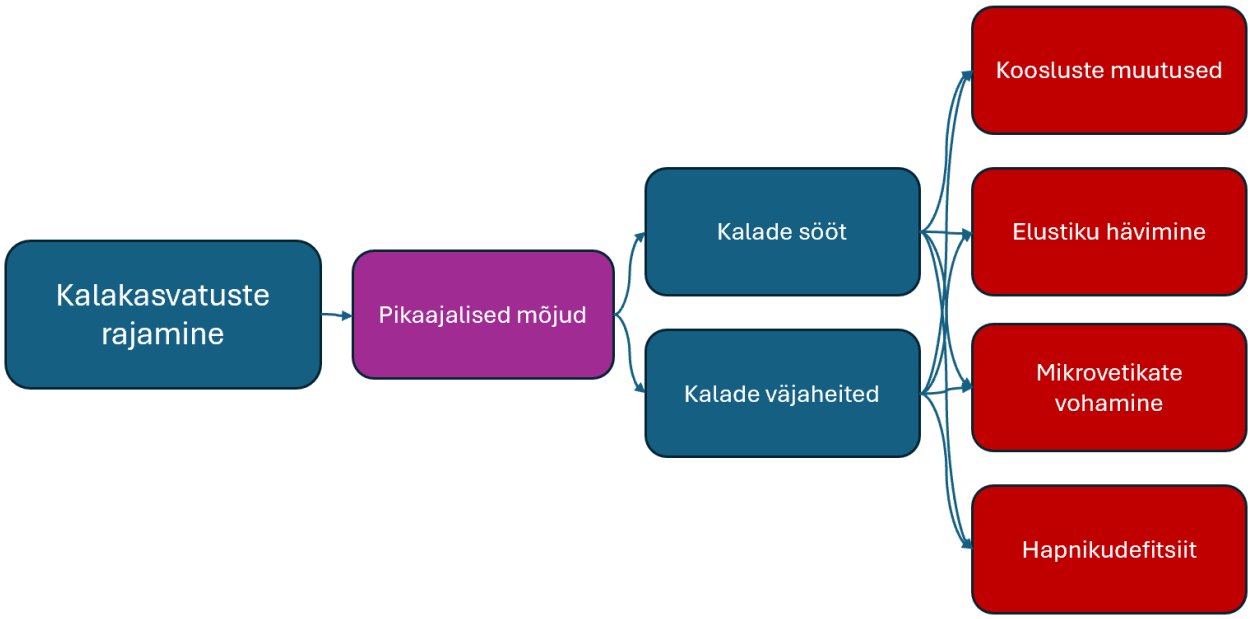
mistõttu võib loodusesse sattuda ka orgaanikat, antibiootikume jms. Niisiis tuleks künnises nimetatud mahus farmide rajamisel **säilitada KMH eelhinnangu kohustus.**

2.8. Kalakasvatuse rajamine

Olemasolev künnis: *aastas vähemalt 200 tonni sööta kasutava intensiivkalakasvatuse rajamine (määrus § 9 p 10).*

2024. aastal oli Eestis vesiviljelustootjana registreeritud 29 kalakasvatust (Kalanduse Teabekeskus, 2025). Kõige rohkem kasvatatakse Eestis vikerforelli, millele järgnevad angerjas ja karpkala (Kalanduse Teabekeskus, 2025). Enamik kalakasvatusi asuvad jõgedes (Kalanduse Teabekeskus, 2025). Hoonestusluba on antud ka neljale meres paiknevale kalakasvatusele, kuid 2024. aasta kalamajanduse aastaraamatu põhjal (Kalanduse Teabekeskus, 2025) toimub meresumpades kala kasvatamine vaid ühes tegevuskohas.

Kalakasvatuste rajamise peamised ala- või kaasnevad tegevused on **kasvanduse rajamine, kalade söötmine ning olenevalt kasvanduse tüübist veevõtt ja -väljutus**. Kalakasvatuste **peamine keskkonnamõju on toitainete, eeskätt fosfori- ja lämmastikuühendite veekeskkonda sattumine,** mis tuleneb kalade söötmisest ja väljaheidetest (Lazzari ja Baldisserotto, 2008). Nii siseveekogus asuvate kui mereliste kalakasvatuste toitainete liikumine on suhteliselt kontrollimatu, mistõttu satuvad need veekogusse. Liigne toitainete hulk ja sellega kaasnev eutrofeerumine on Läänemere suurim keskkonnaprobleem, 2022. aastal oli enam kui 80% Eesti rannikumere keskkonnaseisund kesine, halb või väga halb (Keskkonnaportaali Loodusveeb, 2023). Toitainete kontsentratsiooni kasv toob mh kaasa **elustiku hävimise, pelaagiliste mikrovetikate vohamise ja koosluste muutused** (Kotta jt, 2019; joonis 12). Liigne toitainete kontsentratsioon ja sellest tulenev eutrofeerumine on oluliseks probleemiks ka paljudes Eesti siseveekogudes (Keskkonnaportaal, 2026).



Joonis 12. *Kalakasvatuse rajamise võimalikud keskkonnamõjud.*

Kalakasvatuse lokaalsed mõjud võivad olla väga erinevad, sõltudes konkreetsest asukohast ja retseptorist (Kotta jt, 2019). Mõjude hindamisel tuleks mh arvestada rannanõlva iseloomu, avatust ja hüdroloogilisi tingimusi (Kotta jt, 2019). Oluline on arvestada ka klimaatilisi tingimusi, näiteks sademete hulka (Kotta jt, 2019). Samas ei pruugi olulisi keskkonnamõjusid avalduda (Kotta jt, 2025), aga mõjude prognoosimine nõuab mereliste kalakasvatuste puhul põhjalikke uuringuid. Jõgedes paiknevate kalakasvatuste mõjusid on Eestis vähem uuritud, kuid neile avalduv mõju võiks eelkõige sõltuda jõe voolukiirusest ja -hulgast.

Olemasolev KMH eelhinnangu künnis kalakasvatusele on 200 t sööta aastas. Kalade söödas sisalduvast lämmastikust ja fosforist seotakse biomassi keskmiselt 30%, ülejäänud 70% liigub sisuliselt jäätmevoogu (Chatvijitkul jt, 2015). Hinnates sööda lämmastikusisalduseks 8% ja fosforisisalduseks 1,5% (Chatvijitkul jt, 2015), **satub 200 tonni sööda kasutamisel aastas keskkonda *ca* 11 tonni lämmastikku ja 2,1 tonni fosforit.** Nimetatud kogused moodustaks vastavalt *ca* 0,05% Eestis aastas keskkonda sattuvast lämmastikust ja 0,5% fosforist (Rannap jt, 2023). Sellise hulga reostuse puhul on oluliste keskkonnamõjude esinemine väga tõenäoline, mistõttu **tuleks vastava künnise juures kaaluda hoopis KMH kohustuse kehtestamist**. KMH eelhinnangu künnis tuleks langetada näiteks 20 tonni sööda juurde (10% senisest künnisest).

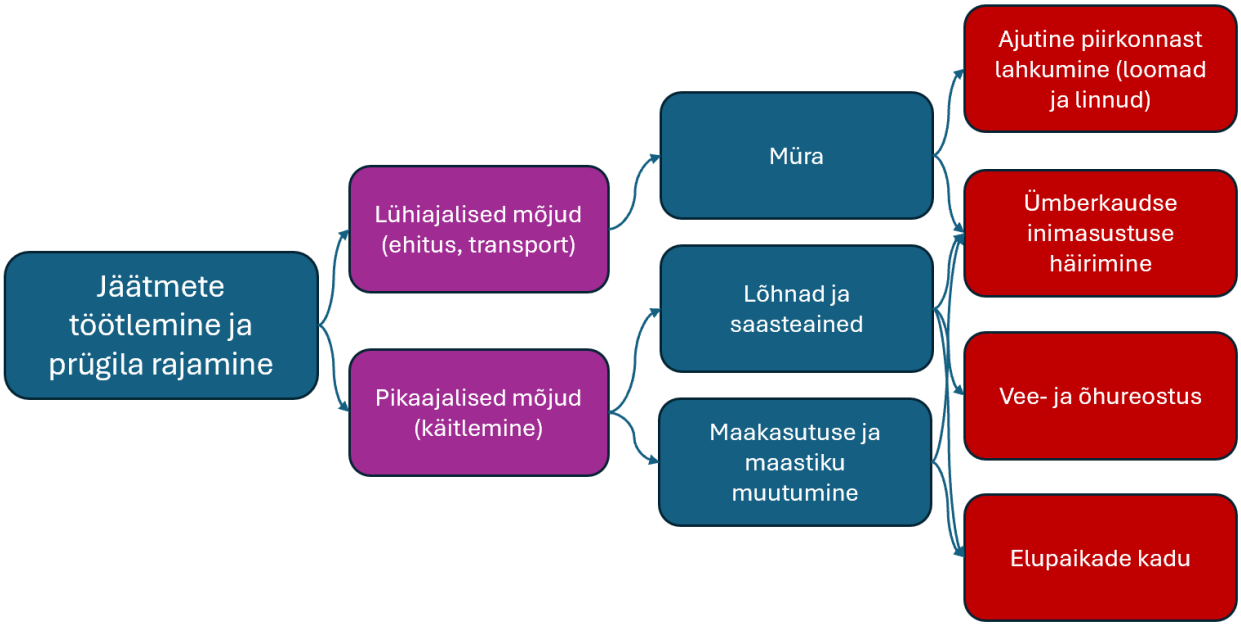
Alternatiivina tuleks karmimalt reguleerida kalakasvatuses lubatud tehnoloogiaid, nii et söötmise tõhusus oleks nii N kui P oas vähemalt 90%. Kalakasvatuste keskkonnamõjusid aitab leevendada multitroofsete süsteemide rajamine, st eelkõige karbi- ja vetika- ning kalakasvatuste kombineerimist ühes tegevuskohas, kus karbid ja vetikad tarbivad suure osa liigsetest toitainetest (Kotta jt, 2019). Mõjusid vähendab ka söödajääkide ja fekaalide tehnoloogiline kogumine ning kvaliteetse sööda pakkumine ja koguste optimeerimine (Kotta jt, 2019).

2.9. Jäätmekäitlus

Olemasolev künnis:

ööpäevas kuni 100 tonni tavajäätmete põletamine või keemiline töötlemine (määrus § 10 p 2).

Tavajäätmete põletamise ja keemilise töötlemise keskkonnamõjusid on käesoleva töö esimeses peatükis (1.3) juba analüüsitud. Nimetatud peatükis käsitleti ööpäevas enam kui 100 tonni jäätmete käitlemist, mil juhul rakendub kohene KMH kohustus. Soovitasime, juhul kui olemasolevaid regulatsioone praktikas põhjalikult järgitakse, asendada KMH kohustus eelhinnanguga. Jäätmete põletamise ja keemilise töötlemise peamised keskkonnamõjud on näidatud joonisel 3.



Joonis 3. *Jäätmete põletamise, keemilise töötlemise ja prügila püstitamise keskkonnamõjud.*

2024. aastal põletati Eestis *ca* 324 000 tonni jäätmeid (Maves, 2025) ehk keskmiselt põletatakse neid päevas vähem kui 900 tonni ning see kogus on viimastel aastatel vähenenud (Mäestu, 2025). Jäätmeid põletatakse kümnes tehases, suurim osakaal Iru elektrijaamas (2022. aastal *ca* 216 000 tonni). Seega on päevas 100 tonni jäätmete põletamine Eesti mõistes väga mastaapne tegevus.

Kuigi jäätmepõletuse ja keemilise töötlemise keskkonnamõjud on paljuski kontrollitavad, võib neil siiski olenevalt ümbritsevast keskkonnast olla oluline ebasoodne mõju. Väiksemates tegevuskohtades ei pruugi olla tagatud ka suurtega samaväärne keskkonnakaitsesüsteem, mistõttu võib nende mõju tundlikele retseptoritele isegi suurem olla. Sellest tulenevalt **tuleks jäätmete põletamisel ja keemilisel töötlemisel säilitada KMH eelhinnangu kohustus**. Seda seisukohta toetab ka asjaolu, et Eestis on eesmärk põletatavate ja keemiliselt töödeldavate jäätmete osakaalu vähendada.

2.10. Veekogude rajatised ja süvendamine

Olemasolevad künnised:

veekogu põhja elektriülekandeliini või -sidekaabli rajamine (määrus § 11 p 6)

veekogu, välja arvatud meri, süvendamine alates mahust 100 kuupmeetrit, välja arvatud KeHJS § 6 lõike 1 punktis 17 nimetatud juhtudel (määrus § 11 p 7).

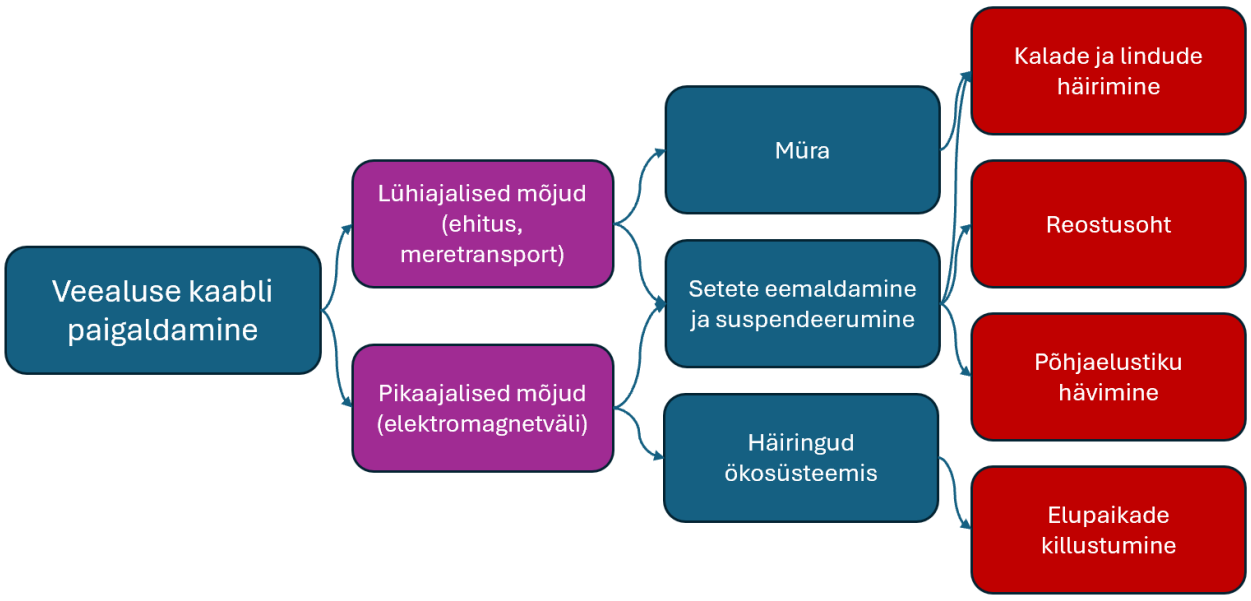
Veealused sidekaablid kannavad edasi rahvusvahelist internetiliiklust ning elektrikaablid on võtmetähtsusega näiteks meretuuleparkide ühendamisel maismaaga (ÜRO keskkonnaprogramm jt, 2025). Süvameres paigaldatakse kaabel enamasti merepõhja seda katmata, madalamas vees aga maetakse need tavaliselt kahjustuste vältimiseks põhjasetete alla (ÜRO keskkonnaprogramm jt, 2025). Süvendamise, mida on käsitletud ka esimeses peatükis (1.2), peamiseks keskkonnamõju põhjustajaks on põhjasetete koorimine, mistõttu on kahe

tegevuse mõjud olemuselt sarnased. Süvendamise mõjusid on seega osaliselt käsitletud koos kaabli paigaldamise omadega antud peatükis, kuid täpsemalt alapeatükis 1.2.

Veekogu põhja kaabli rajamisega seonduvad alategevused on **trassi ettevalmistus**, **kaabli paigaldamine**, **matmine**, **kasutusfaas** (sh vajadusel hooldus ja remont) ning **kaabli eemaldamine**. Kõige **olulisemad keskkonnamõjud kaasnevad enamasti trassi ettevalmistusel ja kaabli paigaldamisel**, kuid need on enamasti lühiajalised ning väikese ruumilise ulatusega (ÜRO keskkonnaprogramm jt, 2025). Kaabli kasutusperiood kestab tavaliselt vähemalt 25 aastat, mistõttu on selle eemaldamisega kaasnevaid mõjusid projekti alguses keeruline hinnata (ÜRO keskkonnaprogramm jt, 2025).

Kaabli paigaldamiseks või veekogu süvendamiseks setete eemaldamine võib oluliselt muuta merepõhjas elavate liikide elupaika ning hägustada vett (joonis 5), millest viimane raskendab näiteks kaladel ja veeimetajatel saagi püüdmist (ÜRO keskkonnaprogramm jt, 2025). Lisaks võib setete eemaldamisega vabaneda sinna varasemalt mattunud saasteaineid (OSPAR Commission, 2004). Ehitusaegne müra ning vibratsioon häirivad samuti vee-elustikku ning nii laevade liikumise, süvendusmasinate tegevuse kui kaabli vette paigutamisega kaasneb reostusoht (ÜRO keskkonnaprogramm jt, 2025). ÜRO keskkonnaprogramm jt (2025) on hinnanud kaabli paigaldamisega kaasnevat reostusohtu madalaks, samas võivad kaevetööd ranniku lähedal vabastada sinna varasemalt mattunud saasteaineid (Taormina jt, 2018).

Kaabli kasutusfaasis tekib elektriülekandeliini ümber magnetväli, teatud tingimustel ka elektriväli, mis raskendab teatud veeliikidel orienteerumist, küttimist või hoiab neid lihtsalt kaabli ümbrusest eemal (SEER, 2022; joonis 13). Samas mõjutab kaabel pikaajaliselt peamiselt vaid 2-3 meetri laiust ala, mistõttu sellega enamasti olulist keskkonnamõju ei kaasne ning ka kaabli pikkus pole nende mõjude vaatest eriti oluline (BERR, 2008). Merepõhja struktuuri mõningane muutus võib aga kaasa tuua muutusi kohalikus ökosüsteemis, mistõttu tuleks trassi valimisel lähtuda eelkõige elupaikade tüübist, mida kaabel läbib.



Joonis 13. *Peamised veealuse kaabli paigaldamisega kaasnevad keskkonnamõjud.*

Veealuste kaablite paigaldamisega seotud mõjud on enamasti väikesed ning ei sõltu oluliselt trassi pikkusest või kaabli tüübist. Viimast arvestades võivad aga olulised mõjud avalduda ka väga väikeste kaabliprojektide puhul, eriti kui kaabli paigaldamiseks eemaldatakse merepõhjast setteid. KMH võib osutuda vajalikuks, kui kaablitrass läbib mõne ohustatud liigi elupaika või muul põhjusel tundlikku ala, mistõttu **tuleks veekogu põhja elektriülekandeliini või sidekaabli rajamisel eelhinnangu kohustus säilitada.** Süvendamise mõjud on raskesti prognoositavad ning olenevad eelkõige keskkonnast ja selle taluvusest, mitte tööde mahust. Seetõttu soovitame **säilitada ka süvendamise KMH eelhinnangu kohustuse, kui eemaldatava materjali maht on vähemalt 100 m^3.**

Elektriülekandeliinide ja sidekaablite veekogu põhja paigaldamise ebasoodsaid mõjusid aitavad vältida/vähendada trassi hoolikas planeerimine ning eeluuring tundlike või varasemalt tugevalt reostunud alade vältimiseks (Taormina jt, 2018). Kuna peamised mõjud avalduvad ehitusperioodil, tuleks kaabli paigaldust ja trassi ettevalmistust ajastada nii, et see ei kattuks kudemisperioodiga ja tööd kestaksid võimalikult lühikest aega.

2.11. Ohtlike ainete ladustamine ja töötlemine

Olemasolevad künnised:

radioaktiivsete jäätmete töötlemine ja ladustamine ladustuskohas, välja arvatud KeHJS § 6 lõike 1 punktis 7 nimetatud juhul (määrus § 10 p 4)

vähemalt 10 000-kuupmeetrise mahutavusega ehitise või ehitiste rajamine nafta, naftakeemia- või keemiatoodete ladustamiseks või vähemalt 10 000-kuupmeetrises mahus nafta, naftakeemia- või keemiatoodete laadimine, välja arvatud KeHJS § 6 lõike 1 punktis 32 nimetatud juhul (määrus § 12 p 2)

fossiilse kütuse või turba ladustamine kogumahuga vähemalt 1000 tonni (määrus § 12 p 3).

Radioaktiivsete jäätmete ladustamisel ja töötlemisel tuleb KMH eelhinnang teostada mis tahes mahus tegevusele. Samas tuleb märkida, et kõrgaktiivsete radioaktiivsete jäätmete ladustamisel kauem kui kümme aastat rakendub kohene KMH kohustus. Nafta, naftakeemia- või keemiatoodete ladustamisel kehtib eelhinnang 10 000 kuni 100 000 m^3 mahuga ehitistele, sellest suurema mahu juures rakendub samuti automaatne KMH kohustus. Fossiilsete kütuste või turba ladustamisel tuleb eelhinnang teostada, kui ladustamise kogumaht on vähemalt 1000 tonni.

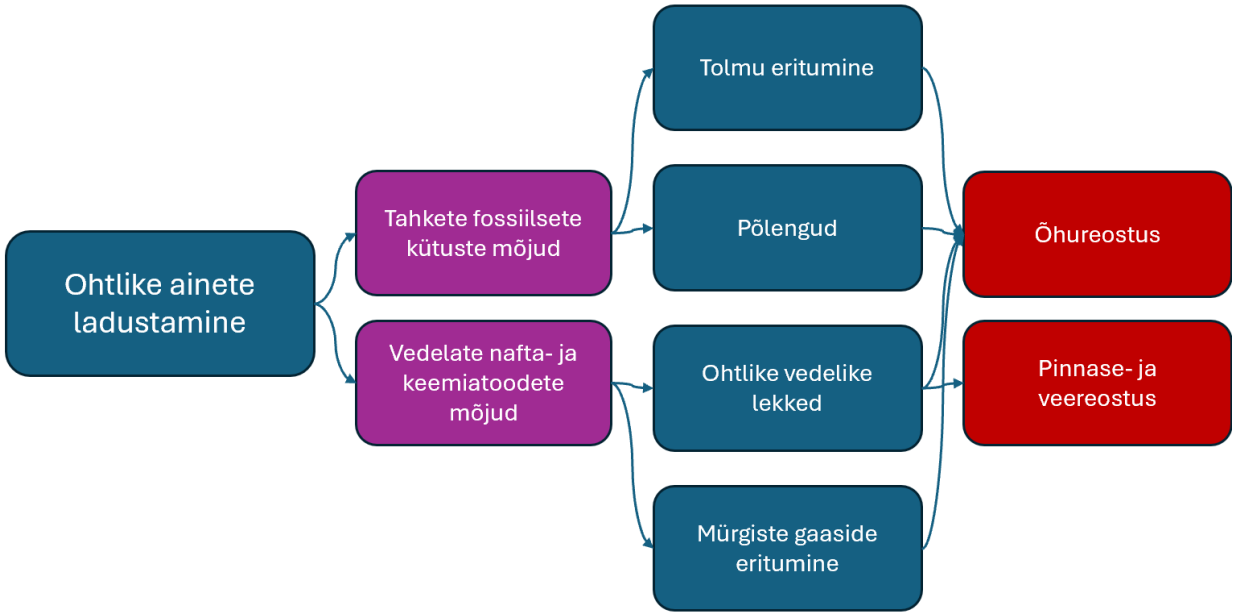
Radioaktiivsete jäätmete töötlemisele ja ladustamisele tuleks säilitada KMH eelhinnangu kohustus. Selline seisukoht tuleneb radioaktiivsete jäätmete tegevuskavast (Keskkonnaministeerium, 2019): „Kuna radioaktiivsete jäätmete käitlemise paljud aspektid on olulise keskkonnamõjuga, siis tuleb nendega seotud lubade taotlemisel läbida ka KMH etapp“. Tegevuskavas on seda mh põhjendatud vajadusega teha radioaktiivsete jäätmetega seotud otsuseid läbipaistvalt ning vajadusel kaasata avalikkust. Radioaktiivse saastumise vältimist peab oluliseks ka keskkonnavaldkonna arengukava mustand. Seega käesolev peatükk radioaktiivsete jäätmete künnist rohkem ei käsitle.

Kahe peatükis käsitletava künnise erinevus on, et esimene ehk naftat ja keemiatooteid puudutav tegeleb enamasti vedelike, fossiilsete kütuste ja turba künnis aga pigem tahkete materjalidega.

Esimesel juhul on ladustamine enamasti reguleeritud ja toimub kindlates rajatistes ning **suurima mõjuga on üldiselt ainete vastuvõtt ja väljastamine** (Euroopa Komisjon, 2006).

Ainete ladustamine ei ole enamasti passiivne seisund, vaid tähendab pidevat aine vastuvõttu ja väljastamist, mille käigus toimub selle nt veokitesse või laevadesse pumpamine (Euroopa Komisjon, 2006). Voolikud on painduvad ning sisaldavad tihendeid, osa vedelikust võib sattuda pinnasesse või õhku. Loodusesse sattuv nafta võib kahjustada sellega kokku puutuvaid taimi, kanda laiali raskemetalle, muuta veekogude pH-d jpm (Sharma jt, 2024). Kui nafta või keemiatoodete ümberlaadimise tõttu või muul põhjusel juhtub õnnetusi, on kahjud suured, aga ka muul juhul avaldab käitis keskkonnale pidevat ja pikaajalist reostussurvet. Hoidlast võivad erituda ka mürgised gaasid, nt vingugaas, vääveldioksiid ja vesiniksulfiid (Tadros, 2020).

Tahkete kütuste, sh põlevkivi ja turba puhul, toimub ladustamine aga sageli kuhjades, kust eraldub tolmu ja kaasneb süttimisoht (Alakangas, 2012). Seega võib ladustamine tuua kaasa õhureostust nt kuivast ilmast tingituna. Samas on ka turba hoiustamisel tolmu levik eelduslikult suurim siis, kui seda teisaldamiseks liigutatakse.



Joonis 14. *Ohtlike ainete ladustamise võimalikud keskkonnamõjud.*

Mõjude olulisus ei sõltu ainult ladustatava aine kogusest, vaid ka nt ümberlaadimise sagedusest (Euroopa Komisjon, 2006). Oluline mõjutegur on loomulikult ka keskkond, kuid eeldatavasti suunab planeering nafta ja keemiatoodete ladustamiseks mõeldud käitised nt tööstus- või sadamaaladele, kus keskkond on eelnevalt niigi tugevalt mõjutatud, aga samas madala tundlikkusega. Fossiilsete kütuste ja turba ladustamise mõjude ulatus sõltub oluliselt ümbritsevast keskkonnast, näiteks ümberkaudsetest rajatistest. Ebasoodsate tuule- ja niiskusolude korral võib turba tolm kanduda inimasustusse või tundlikku looduskeskkonda. Samas on turba ladustamisel oluliseks teguriks ladustusviis: selle katmine ja kompaktselt ladustamine vähendavad keskkonnariske märkimisväärselt (Alakangas, 2012).

Nafta, naftakeemia- ja keemiatoodete ladustamiseks mõeldud rajatiste puhul peaks eelhinnang lisaks mahtudele sõltuma ka nt põhjavee kaitstusest, ranniku lähedusest ja vedelike ümberlaadimise sagedusest. **Näiteks kaitstud põhjaveega alal veekogudest eemal nafta hoiustamine, kui ümberlaadimine pole igapäevane, ei kaasne tõenäoliselt olulisi keskkonnamõjusid.** Fossiilkütuste ja turba ladustamisel peaks künnis sõltuma ladustamisviisist: kui materjal on tihedalt paigutatud ja kaetud, on tolmu eraldumine ja süttimisrisk ning selle mõju väikesed. Mõlemal juhul tuleb regulatsioone ja leevendavaid asjaolusid aga põhjalikumalt uurida, mistõttu **tuleks eelhinnangu kohustus samade künnistega säilitada.**

2.12. Linnaehitus

Olemasolevad künnised:

KeHJS § 6 lõikes 1 ning määruses nimetamata juhul tööstuspiirkonna arendamine (määrus § 13 p 1)

KeHJS § 6 lõikes 1 ning määruses nimetamata juhul ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni, bussi- ja autoparkide, elurajooni, staadioni, haigla, ülikooli, vangla, kaubanduskeskuse ning muude samalaadsete projektide arendamine (määrus § 13 p 2)

tee rajamine või laiendamine, välja arvatud teerajatiste, mahasõitude, ohutussaarte, kiirendus- ja aeglustusradade, pöörderadade, tagasipöörde kohtade, ülekäigukohtade, objekti ligipääsuks vajaliku tee, teepeenral asetsevate jalg- ja jalgrattateede, puhkekohtade ja parklate rajamine või laiendamine ning KeHJS § 6 lõike 1 punktis 13 nimetatud juhul (määrus § 13 p 8).

Käesolev peatükk hõlmab kaubanduskestuste, staadionite ning elamute arenduse ja muude inimasustusega seotud tegevuste keskkonnamõjude analüüsi. Peatükk ei käsitle süvitsi tööstusparkide arendamise keskkonnamõju, selle tegevuse puhul soovitame eelhinnangu kohustuse olemasoleval kujul säilitada. Tööstusparkide puhul koondub ühte piirkonda mitu eri iseloomu ja koormusega ettevõtet, mistõttu võib nende koosmõjul kaasneda suurem müra, õhusaaste, liiklus, energiakasutus, veetarbimine ja jäätmeteke kui üksikettevõttel. KMH eelhinnang on vajalik, et hinnata juba planeerimise alguses tööstuspargi kumulatiivset mõju, taristu- ja ressursivajadust ning sobivust ümbritseva asustuse, looduskeskkonna ja olemasoleva maakasutusega (Li jt, 2023).

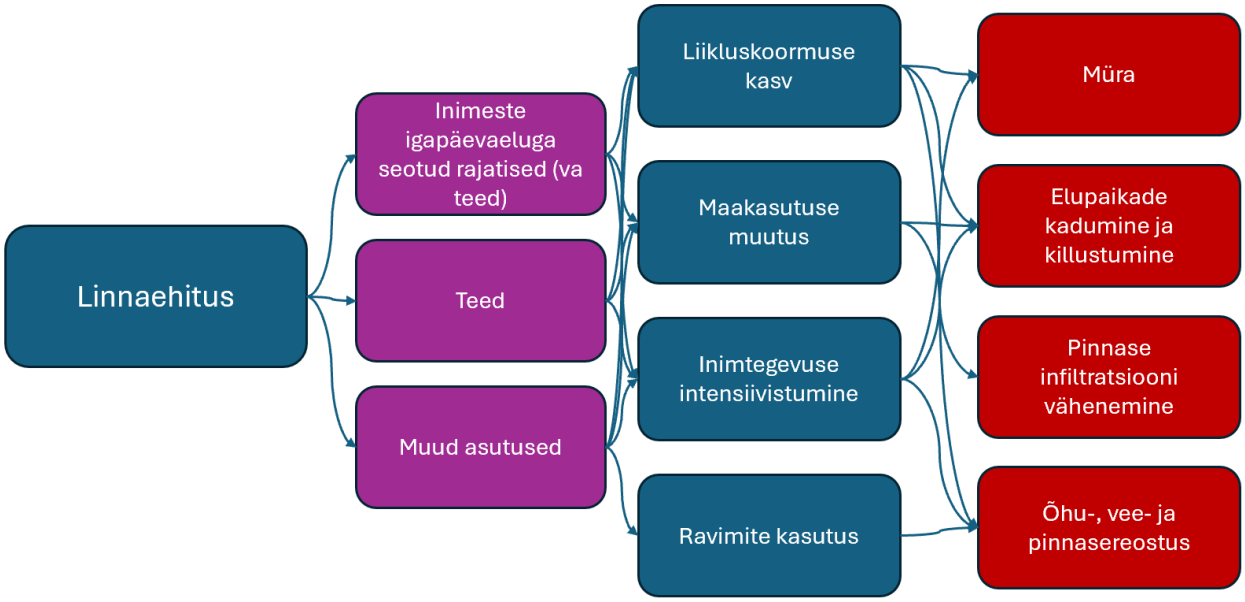
Mitmete ülejäänud tegevuste, sh teede, ühisveevärgi, -kanalisatsiooni ning bussi- ja autoparkide peamiseks vedurtegevuseks on elurajoonid, millega ülejäänud projektid enamasti kaasnevad. Staadion, haigla, vangla, ülikool, kaubanduskeskus jms ei loo küll tingimata lähikonda täiendavat püsiasustust, kuid nende keskkonnamõjud on ilmselt elurajooniga sarnased ja tingitud eelkõige inimeste igapäevastest tegevustest. Sellest tulenevalt keskendub käesolev peatükk enim elurajooni keskkonnamõjudele, kuid käsitleb ka teiste tegevuste eripärasid.

Uue elurajooni ja sellega kaasneva teedevõrgu ja muu taristu ehituse ning inimtegevuse intensiivistumisega kaasnevad peamised mõjud on **maakasutuse muutus, pinnase infiltratsiooni vähenemine, elupaikade killustumine, müra, liikluskoormuse kasv, elurikkuse vähenemine ning Eesti kontekstis radooni-ekspositsioon** (Schueler, 1994; Eesti Geoloogiateenistus, 2023; joonis 15). Elurikkust vähendavad piirkonda toodavad koduloomad, näiteks tapavad kassid palju linde ja väikeimetajaid (Loss jt, 2013).

Torustike rajamise mõjud on enamasti ajutised ning võrreldes neid esile kutsuvate tegevuste, näiteks elurajooni rajamisega, tühised, mistõttu tuleks neid hinnata projekti raames, millega torustik kaasneb. Teede rajamise keskkonnamõjud on osaliselt võrreldavad muu lineaarse taristuga, kuid näiteks gaasitorustikest suuremad. Eelkõige kaasneb **elupaikade killustumine, müra ning õhusaaste** (Forman & Alexander, 1998; Cushman jt, 2010). Mõjude olulisuse määravad eelkõige tee pikkus ja liikluskoormus, sest nendest faktoritest tulenevad barjääri pikkus ning müra ja saaste intensiivsus.

Haigla eristub teistest linnaehituse projektidest ravimijääkide tõttu reovees. Haigla reovees on **ravimite kontsentratsioon (nt antibiootikumid, tsütostaatikumid) kordades kõrgem kui olmereovees** (Hernando et al., 2006; Hawkshead, 2008). Lisaks on haiglad antibiootikumiresistentsuse leviku oluliseks allikaks (WHO, 2020). Staadionite ja kaubanduskeskuste rajamisega kaasneb müra- ja liikluskoormuse kasv (Glasson & Therivel, 2013), vangla ja ülikooli keskkonnamõjud on eeldatavasti väiksemad.

Enamik linnaehituse ehk käesolevas peatükis käsitletud tegevustega kaasnevaid mõjusid on püsivad ja pidevad, samas on ehitusaegne müra ning ehitusega hõivatava maa ümberkujundamine ka lühiajalised šokid.



Joonis 15. *Linnaehituse võimalikud keskkonnamõjud.*

Inimestega igapäevaselt seotud rajatiste ja muude asutuste (haiglad, kaubanduskeskused, staadionid, vanglad jms; joonis 15) **KMH eelhindamise künnis peaks eelkõige sõltuma inimeste arvust, kelle jaoks rajatis(ed) püstitatakse.** Ühendkuningriigi praktikas (Town and Country Planning Regulations, 2017) rakendub KMH eelhinnang linnaehitusprojektidele juhul, kui sinna luuakse enam kui 150 elamispinda, elamuarenduse pindala on üle 5 ha või muud sorti arenduse pindala on üle 1 ha. Toetudes osaliselt ÜK praktikale, aga arvestades ka elamuarenduse üsna mitmetahulisi keskkonnamõjusid ja valglinnastumise intensiivsust, **võiks KMH eelhinnangu piir Eestis olla 100 elamispinda või 2,5 ha hõivatavat maad.** Haiglate puhul võib piiriks olla nt 100

voodikohta, mis tähendab, et KMH pole vajalik suhteliselt väikeste raviasutuste puhul, kus ka ravimivood on väiksemad.

Staadionite, vanglate, kaubanduskeskuste, ülikoolide jms rajatiste puhul tuleks sarnaselt ÜK-le seada künnis 1 ha arendusmaa juurde ehk kui **arenduse pindala on vähemalt 1 ha, on KMH eelhinnang kohustuslik.** Teedel peaks üldjuhul säilima eelhinnangu kohustus, aga välja tuleks jätta väga lühikesed ja madala liikluskoormusega lõigud. **Näiteks poleks vaja eelhinnangut teostada teedele, mille pikkus on kuni 0,5 km ja eeldatav liikluskoormus kuni 100 sõidukit päevas.** Seega joonistuvad analüüsitud tegevuste lõikes välja kolme tüüpi KMH eelhinnangu künnised, mis lähtuvad inimeste hulgast, pindalast ja pikkusest. Välja pakutud piirid on siiski eelkõige hinnangulised ning paremaid järeldusi aitab teha senise praktika analüüs.

2.13. Puitplaatide ja paberi tootmine

Olemasolevad künnised:

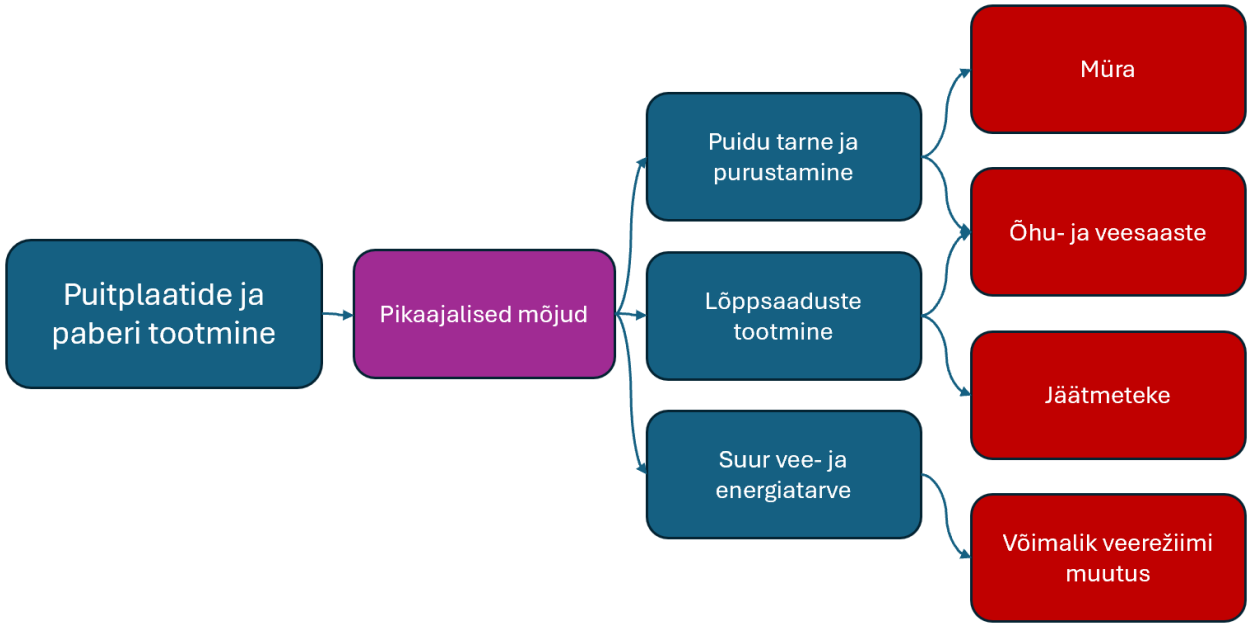
paberi või papi tootmine, kui valmistoodangu maht on 20–200 tonni ööpäevas (määrus § 8 p 2)

orienteeritud kihiga puitplaatide, puitkiud- või puitlaastplaatide tootmine mahuga üle 600 kuupmeetri ööpäevas või vineeri tootmine üle 600 kuupmeetri ööpäevas (määrus § 15 p 2).

Paberi ja papi ning puit-, puitkiud- või puitlaastplaatide tootmisprotsessid ja sellest tulenevalt ka keskkonnamõjud on osaliselt sarnased, kuid mitmes etapis ka erinevad. Mõlemal juhul on toormaterjaliks puit, mis lagundatakse keemiliselt või mehaaniliselt ning pressitakse liimide abil lõpptoodanguks ehk paberiks, papiks või plaadiks. Peamiseks erinevuseks on, et paberi tootmisel lagundatakse puit väga peeneks tsellulooskiuks, samas kui puitplaatide tootmisel on materjaliks purustamisel saadud saepuru või laastud ning vineeril pärast aurutamist lõigatud kiud.

Paberi ja papi tootmisel on kõige olulisema keskkonnamõjuga alategevus tselluloosi tootmine, mis tekitab redutseeritud väävliühendeid, mis põhjustavad olulist lõhnahäiringut juba väga madala kontsentratsiooni juures (Bordado & Gomes, 2002; Maailmapank, 2007b). Samas käsitleb KeHJS tselluloositööstust eraldiseisvalt, mistõttu pole paberi ja papi tootmise keskkonnamõjude hindamisel vaja tselluloosi tootmise mõjudega arvestada. Seega käsitleb antud peatükk paberi, papi, puitplaatide ja vineeri tootmist, jättes välja tselluloositööstuse ning keskendudes seega **puidu purustamisele ning lõppsaaduste pressimisele.**

Paberi, papi ja puitplaatide tootmisel toovad Euroopa Komisjon (2014) ning Stubdrup jt (2016) **peamiste keskkonnamõjudena välja õhu- ja veereostuse, suure vee- ja energiakulu, jäätmetekke ning müra** (joonis 16). Euroopa Komisjoni (2014) rakendusotsuses tuuakse seiratavate veereostust kirjeldavate näitajatena välja peenosakesed, fosfor, lämmastik, keemiline hapnikutarve jm. Õhureostust põhjustavate ühenditena toob sama dokument välja nt lämmastikoksiidid, vääveldioksiidi ja tolmu. Materjalide kuivatamine ja tselluloosi töötlemine vajavad palju soojust ning elektrit ning protsessi käigus tekib nt liimi- ja muid jääke (Maailmapank, 2007b). Elukeskkonna kvaliteedi seisukohalt on oluline mürataseme tõus, mida põhjustavad puitu töötlevad seadmed ning liikluskoormuse kasv (Maailmapank, 2007b).



Joonis 16. *Puitplaatide ja paberi tootmise keskkonnamõjud.*

Energiatarve ja jäätmeteke on reguleeritavad standardsete regulatsioonidega ning ei vaja seetõttu otseselt KMH eelhindamist. Müra ja veesaaste on antud juhul aga vähem kontrollitavad mõjud ja lähevad mh vastuollu keskkonnavaldkonna arengukava sihtidega. Samas on nii puitplaatide, vineeri kui ka paberi ja papi tootmisel vähemalt osaliselt võimalik kasutada suletud veeringlusega süsteeme, mis vähendavad nii veetarbimist kui ka pidevat reovee teket (CEPI, 2015; Stubdrup jt, 2016). Transpordist tingitud müra ei pruugi olemasolevate künniste juures eriti olulise mõjuga olla: päevas 20 tonni paberi või papi tootmine ei eelda massilist igapäevast toorme sissevedu, ka 600 kuupmeetri vineeri või puitplaatide tootmine mitte.

KMH eelhinnangu künnis peaks toodangumahu asemel tulenema tootmisüksusest välja suunatava heitvee hulgast, ülejäänud mõjud peaksid olema standardselt reguleeritud. Tegemist on nii Eestis esinevate keskkonnaprobleemide kui ka paberi, papi, puitplaatide ja vineeri tootmise seisukohalt kõige kriitilisema mõjuvaldkonnaga. Toodangumaht võib aga olenevalt kasutatavast tehnoloogiast olla sama heitveekoguse juures erinev. Ühe tonni pehme paberi tootmiseks kulub 10 kuni 25 m^3 vett (OECD, 2024), muu paberi puhul on see kogus pigem väiksem. **Eelhinnangu piirmäär tuleks veekogude seisundi kahjustamise vältimiseks seada pigem vahemiku madalamasse otsa, nt 200 m^3 ööpäevas.**

Kasutatud kirjandus

Abiriga, D., Vestgarden, L.S. and Klempe, H., 2020. Groundwater contamination from a municipal landfill: Effect of age, landfill closure, and season on groundwater chemistry. Science of the Total Environment, 737, p.140307.

Akhter, P., Arshad, A. and Hussain, M., 2025. A review on environmental impacts of paints and strategies for producing eco-friendly-paints. International Journal of Environmental Science and Technology, 22(1), pp.555-578.

Alakangas, E., Hölttä, P., Juntunen, M., Vesisenaho, T., 2012. Fuel peat production technology. JAMK University of Applied Sciences.

BERR, 2008. Review of cabling techniques and environmental effects applicable to the offshore wind farm Industry.

Borghi, A.A. and Palma, M.S.A., 2014. Tetracycline: production, waste treatment and environmental impact assessment. Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences, 50, pp.25–40.

Bordado, J.C. and Gomes, J.F., 2002. Atmospheric emissions of Kraft pulp mills. Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, 41(8), pp.667-671.

Brazzale, P., Bourbon, B., Barrucand, P., Fenelon, M., Guercini, S., Tiarca, R., 2019. Wastewater Treatment in Dairy Processing. Innovative solutions for sustainable wastewater management.

Carswell, A.M., Gilhespy, S.L., Cardenas, L.M. and Anthony, S.G., 2024. Inventory of ammonia emissions from UK agriculture 2022. In Inventory Submission Report Defra Contract C21258.

CEPI (Confederation of European Paper Industries), 2015. Best Available Technique (BAT) Conclusions for the Production of Pulp, Paper and Board.

Chatvijitkul, S., Boyd, C., E., Allen Davis, D., 2015. Aquaculture feed composition helps define potential for water pollution.

Constantin, D.E., Bocăneala, C., Voiculescu, M., Roşu, A., Merlaud, A., Roozendael, M.V. and Georgescu, P.L., 2020. Evolution of SO2 and NOx emissions from several large combustion plants in europe during 2005–2015. International journal of environmental research and public health, 17(10), p.3630.

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S. and Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. Global environmental change, 26, pp.152-158.

Cumby, T.R. and Phillips, V.R., 2001. Environmental impacts of livestock production. BSAP Occasional Publication, 28, pp.13–22.

Cushman, S.A., Compton, B.W. and McGarigal, K., 2010. Habitat fragmentation effects depend on complex interactions between population size and dispersal ability: modeling influences of roads, agriculture and residential development across a range of life-history characteristics. In Spatial complexity, informatics, and wildlife conservation (pp. 369-385). Tokyo: Springer Japan.

Defra, 2011. Draft EPR Guidance on Chapter III (large combustion plants) of the industrial emissions Directive.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L. and Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological reviews, 81(2), pp.163-182.

Dunne, B.M. and Quinn, M.S., 2009. Effectiveness of above-ground pipeline mitigation for moose (Alces alces) and other large mammals. Biological conservation, 142(2), pp.332-343.

EEB, 2022. Intensive livestock rearing: Tackling harmful pollution through the review of the Industrial Emissions Directive (Integrated Pollution Prevention and Control).

Eesti Geoloogiateenistus, 2023. Eesti pinnase radooniriski kaart. Saadaval: Eesti pinnase radooniriski kaart (viimati vaadatud: 17.03.2026).

EKUK, 2013. Kasvuhoonegaaside riigispetsiifiliste eriheitetegurite väljatöötamine energeetika sektoris.

EL, 2012. Directive 2012/18/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on the control of major-accident hazards involving dangerous substances, amending and subsequently repealing Council Directive 96/82/EC.

ELAW, 2010. Guidebook for Evaluating Mining Project EIAs.

Environmental Law Institute, 2003. Conservation Thresholds for Land Use Planners.

EPA, 2025. Volatile Organic Compounds' Impact on Indoor Air Quality. Saadaval: https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/volatile-organic-compounds-impact-indoor-air-quality (viimati vaadatud: 26.02.2026).

EPRI, 2021. Environmental Impact of Natural Gas Power Plant Operations.

Erftemeijer, P.L. and Lewis III, R.R.R., 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. Marine Pollution Bulletin, 52(12), pp.1553–1572.

Euroopa Komisjon, 2006. Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage. Integrated Pollution Prevention and Control.

Euroopa Komisjon, 2014. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2010/75/EL alusel parima võimaliku tehnika (PVT) alased järeldused puitmassi, paberi ja papi tootmiseks.

Euroopa Komisjon, 2023. The Minerva Portal of the Major Accident Hazards Bureau. Saadaval: https://minerva.jrc.ec.europa.eu/en/minerva (vaadatud: 10.10.2025).

Farizoglu, B., Keskinler, B., Yildiz, E. and Nuhoglu, A., 2007. Simultaneous removal of C, N, P from cheese whey by jet loop membrane bioreactor (JLMBR). Journal of hazardous materials, 146(1-2), pp.399-407.

Fehily Timoney, 2024. KILLYCARD CLOSED LANDFILL REMEDIATION PROJECT.

Fratini, C., Anselmi, S. & Renzi, M., 2025. Dredge Sediment as an Opportunity: A Comprehensive and Updated Review of Beneficial Uses in Marine, River, and Lagoon Eco-Systems. Environments, 12(6), 200. https://doi.org/10.3390/environments12060200

Forman, R.T. and Alexander, L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. Annual review of ecology and systematics, 29(1), pp.207-231.

Gaidajis, G. and Kakanis, I., 2020. Life cycle assessment of nitrate and compound fertilizers production—A case study. Sustainability, 13(1), p.148.

García-Gómez, H., Garrido, J.L., Vivanco, M.G., Lassaletta, L., Rábago, I., Àvila, A., Tsyro, S., Sánchez, G., Ortiz, A.G., González-Fernández, I. and Alonso, R., 2014. Nitrogen deposition in Spain: modeled patterns and threatened habitats within the Natura 2000 network. Science of the Total Environment, 485, pp.450–460.

Giusti, L., 2009. A review of waste management practices and their impact on human health. Waste Management, 29(8), pp.2227–2239.

GOV UK, 2025. Landfill operators: environmental permits. Saadaval: https://www.gov.uk/guidance/landfill-operators-environmental-permits/close-your-landfill-site (vaadatud: 17.10.2025).

Hawkshead, J.J., 2008. Hospital wastewater containing pharmaceutically active compounds and drug-resistant organisms: a source of environmental toxicity and increased antibiotic resistance. J Residuals Sci Technol, 5(2), pp.51-60.

HELCOM, 2024. HELCOM Guidelines for Management of Dredged Material at Sea.

HELCOM, 2025. Dredging and depositing of dredged material. Saadaval: https://helcom.fi/action-areas/industrial-municipal-releases/dredging/ (vaadatud: 09.10.2025).

Hendrikson ja Ko, 2016. Pärnu maakonnaga piirneva mereala maakonnaplaneering.

Hernando, M.D., Mezcua, M., Fernández-Alba, A.R. and Barceló, D., 2006. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. Talanta, 69(2), pp.334-342.

Kalanduse Teabekeskus, 2025. Eesti kalamajandus 2024.

Karadag, D., Köroğlu, O.E., Ozkaya, B. and Cakmakci, M., 2015. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. Process biochemistry, 50(2), pp.262-271.

Karlsson, A., Medovar, Y.A., Podsechin, V.P., Yushmanov, I.O. and Yushmanova, S.I., 2021. Prolonged impact of closed municipal solid waste landfills on groundwater. Vatten, 77(4), pp.203–212.

Kasak ja Piirimäe, 2019. Keskkonnasõbralike põllumajanduslike kuivendussüsteemide eesvoolude hooldus ja uuendustööd.

Kauppila, T., Kauppila, P.M., Räisänen, M.L., Makkonen, H., Jantunen, J., Komulainen, H., Törmä, H., Kauppinen, T., Leppänen, M.T., Tornivaara, A. and Pasanen, A., 2015. Hyviä käytäntöjä kaivoshankkeiden ympäristövaikutusten arvioinnissa.

Keskkonnaagentuur, 2019. Orgaanilisi lahusteid kasutavad käitised.

Keskkonnaagentuur, 2024. Eesti vete seisund: väljakutsed ja võimalused. Saadaval: https://keskkonnaagentuur.ee/node/2035 (vaadatud: 09.10.2025).

Keskkonnaagentuur, 2025. Pinnavee ja põhjavee seisund – interaktiivne kaart. Saadaval: https://kaur.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=fd27acd277084f2b97eee82891873c41 (vaadatud: 03.12.2025).

Keskkonnaamet, 2015. Eesti vete seisund.

Keskkonnaamet, 2025. Veekeskkonnariskiga tegevuse registreering. Saadaval: https://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/vesi/registreeringud-ja-raie-veekaitsevoondis (vaadatud: 09.10.2025).

Keskkonnaministeerium, 2019. RADIOAKTIIVSETE JÄÄTMETE KÄITLEMISE RIIKLIK TEGEVUSKAVA.

Keskkonnaportaali loodusveeb, 2025. Põlevkivienergeetika mõjud elurikkusele. Saadaval: https://loodusveeb.ee/et/themes/energeetika-ja-elurikkus/polevkivienergeetika-mojud-elurikkusele (viimati vaadatud: 03.12.2025).

Keskkonnaportaal, 2026. Vesi. Saadaval: https://keskkonnaportaal.ee/et/teemad/vesi (viimati vaadatud: 02.03.2026).

Kiiker, K., Raasuke, R., Malleus, M., Piirimäe, K., Raidla, M., Tamm, L. ja Merits, I., Rooni, K., 2017. Loomakasvatusettevõtete sõnnikukäitluse ja sõnnikuhoidlate inventuur.

Kivinen, S., 2017. Sustainable post-mining land use: are closed metal mines abandoned or re-used space?. Sustainability, 9(10), p.1705.

Kliimaministeerium, 2023. Keskkonnavaldkonna arengukava (mustand).

Kolev Slavov, A., 2017. General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater–a review. Food technology and biotechnology, 55(1), pp.14-28.

Koppel, 2013. Jäätmepõletusel tekkivad tahked ja gaasilised heitmed ning nende mõju keskkonnale Iru jäätmeenergiaploki näitel.

Kotta, J., Eschbaum, R., Martin. G., 2019. Kalakasvatuste kaudu merre suunatud lämmastiku- ja fosforikoormust kompenseerivate meetmete väljatöötamine. Tartu Ülikool.

Kotta, J., Maljutenko, I., Vatsfeld, V., 2025. Kestlik kalakasvatus Tagalahes: keskkonna taluvuspiiride määratlemine. Tallinna Tehnikaülikool & Tartu Ülikool.

Kupits, K., Piirimäe, K., Niitra, B., R., Koppel, T., 2025. Taastuvenergeetikaga seotud keskkonnamõju hindamise ja keskkonnamõju eelhindamise künniste analüüs.

Kyllmar, K., Bechmann, M., Blicher-Mathiesen, G., Fischer, F.K., Fölster, J., Iital, A., Lagzdiņš, A., Povilaitis, A. and Rankinen, K., 2023. Nitrogen and phosphorus losses in Nordic and Baltic agricultural monitoring catchments–Spatial and temporal variations in relation to natural conditions and mitigation programmes. Catena, 230, p.107205.

Lazzari, R. and Baldisserotto, B., 2008. Nitrogen and phosphorus waste in fish farming. Boletim do Instituto de Pesca, 34(4), pp.591-600.

Li, G., Wang, Y., Zhou, S., Lu, Z. and Yin, T., 2023. Effectiveness and challenge of environmental impact assessment in industrial park, a case study in Northeast rust belt China. Innovation and Green Development, 2(4), p.100072.

Liamsanguan, C. and Gheewala, S.H., 2007. Environmental assessment of energy production from municipal solid waste incineration. The International Journal of Life Cycle Assessment, 12(7), pp.529–536.

Loss, S.R., Will, T. and Marra, P.P., 2013. The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. Nature communications, 4(1), p.1396.

Lu, H., Xi, D. and Qin, G., 2023. Environmental risk of oil pipeline accidents. Science of the total environment, 874, p.162386.

Maailmapank, 2007a. Environmental, Health, and Safety Guidelines for Dairy Processing.

Maailmapank, 2007b. Environmental, Health, and Safety Guidelines Pulp and Paper Mills.

Makarichi, L., Jutidamrongphan, W. and Techato, K.A., 2018. The evolution of waste-to-energy incineration: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 91, pp.812–821.

Maa- ja Ruumiamet, 2024. Maaparandussüsteemid. Saadaval: https://www.maaruum.ee/maaparanduse-ulesanded/maaparandussusteemid/maaparandussusteemid (viimati vaadatud: 11.03.2026).

Maves, 2025. Energiamajanduse arengukava aastani 2035 keskkonnamõju strateegilise hindamine LISA 6 KSH aruande eelnõu avalikustamisel laekunud KSH-d puudutavad seisukohad ja vastused.

Metsur, M., 2018. Väätsa prügila sulgemise keskkonnamõju hindamise aruanne. Maves.

Mikiver, H., 2015. Keskkonnamõju hindamise leevendavate meetmete rakendamine veevaldkonna näitel. Tartu Ülikooli geograafia osakond.

Mononen, T., Kivinen, S., Kotilainen, J.M. ja Leino, J., 2022. Social and environmental impacts of mining activities in the EU. Euroopa Parlament.

Murray, C.C., Wong, J., Singh, G.G., Mach, M., Lerner, J., Ranieri, B., Peterson St-Laurent, G., Guimaraes, A. and Chan, K.M., 2018. The insignificance of thresholds in environmental impact assessment: an illustrative case study in Canada. Environmental Management, 61, pp.1062–1071.

Mäestu, P., 2025. Jäätmeteke Eestis on vähenenud kahe aastaga kolmandiku võrra. Keskkonnaagentuur. Saadaval: https://keskkonnaagentuur.ee/node/2537 (viimati vaadatud: 12.03.2026).

Nathaniel, 2024. Types Of Livestock Farming | Meaning, Importance & Problems. Saadaval: https://mnathall.com/types-of-livestock-farming-meaning/ (vaadatud: 20.10.2025).

Nekola, J.C., 2012. The impact of a utility corridor on terrestrial gastropod biodiversity. Biodiversity and Conservation, 21(3), pp.781-795.

Neumann, J., 2022. Report: Damaging methane gas pipeline leaks happen every 40 hours in the U.S. Environment America. Saadaval: https://environmentamerica.org/center/media-center/report-damaging-methane-gas-pipeline-leaks-happen-every-40-hours-us/ (viimati vaadatu: 23.02.2026).

Nieminen, M., Palviainen, M., Sarkkola, S., Laurén, A., Marttila, H. and Finér, L., 2018. A synthesis of the impacts of ditch network maintenance on the quantity and quality of runoff from drained boreal peatland forests. Ambio, 47(5), pp.523-534.

NOAA, 2018. Best Management Practices Manual For Transportation Activities in the Greater Atlantic Region.

OECD (2024), Activity 7: Cross Country analysis of BAT and BAT-associated emission and environmental performance levels in Iron and Steel, Paper and Pulp, and Waste Incineration industries, OECD Series on Prevention and Control of Pollutant Releases, OECD Publishing, Paris.

OSPAR Commission, 2004. Environmental Impacts to Marine Species and Habitats of Dredging for Navigational Purposes.

OSPAR Commission, 2008. Literature Review on the Impacts of Dredged Sediment Disposal at Sea.

Ots, M., 2023. Eesti ja Soome sulgesid lekke tõttu Balticconnectori gaasiühenduse. ERR. Saadaval: https://www.err.ee/1609125917/eesti-ja-soome-sulgesid-lekke-tottu-balticconnectori-gaasiuhenduse (viimati vaadatud: 23.02.2026).

Ott, I., 2019. Eesti järvede seisundist ja tervendamisvajadustest.

Pallo, T., Antons, P., Leetsaar, K., Kena, B., Lind, S., Soosaar, K., 2017. Osaühing MARKILO Kureoja sigala laienduse keskkonnamõju hindamise aruanne.

Paiano, A., Gallucci, T., Pontrandolfo, A., Lagioia, G., Piccinno, P. and Lacalamita, A., 2021. Sustainable options for paints through a life cycle assessment method. Journal of Cleaner Production, 295, p.126464.

Paoletti, M., 2025. Groundwater Impacts and Sustainability in Italian Quarrying: Evaluating the Effectiveness of Existing Technical Standards. Water, 17(14), p.2044.

Piirimäe, K., Kasak, K., 2025. Turbakaevanduste mõju elurikkusele. Saadaval: https://loodusveeb.ee/et/themes/kaevandamine-ja-elurikkus/turbakaevanduste-moju-elurikkusele (vaadatud: 21.10.2025).

PRIA, 2025. Põllumajandusloomade registri avalikud andmed: PRIA veebikaart. Saadaval: https://kls.pria.ee/kaart/ (vaadatud: 20.10.2025).

Põder, 2015. Keskkonnariski hindamine.

Põder, 2017. Keskkonnamõju hindamise käsiraamat.

Rannap, R., Vaikre, M., Soomets-Alver, E., Vellak, K., Remm, L., Lõhmus, P., 2023. MAAPARANDUSSÜSTEEMIDE NEGATIIVSETE MÕJUDE LEEVENDUS- JA KOMPENSATSIOONIMEETMETE RAKENDAMISE JUHIS.

Richardson, M.L., Wilson, B.A., Aiuto, D.A., Crosby, J.E., Alonso, A., Dallmeier, F. and Golinski, G.K., 2017. A review of the impact of pipelines and power lines on biodiversity and strategies for mitigation. Biodiversity and Conservation, 26(8), pp.1801-1815.

RMK, 2011. KUIVENDUSSÜSTEEMIDE MAJANDAMISE STRATEEGIA.

Scheffler, A., Roth, T. and Ahlf, W., 2014. Sustainable decision making under uncertainty: a case study in dredged material management. Environmental Sciences Europe, 26, pp.1–12.

Schmidt, M., Glasson, J., Emmelin, L. and Helbron, H. (eds.), 2008. Standards and thresholds for impact assessment (Vol. 3). Springer Science & Business Media.

Schueler, T., 1994. The importance of imperviousness. Watershed protection techniques, 1(3), pp.100-101.

SEER (U.S. Offshore Wind Synthesis of Environmental Effects Research), 2022. Electromagnetic Field Effects on Marine Life.

SEPA, 2019. Guidance on Activity Capacity / Threshold Under the Pollution Prevention & Control (Scotland) Regulations 2012.

Sharma, B., Goswami, Y., Sharma, S. and Shekhar, S., 2021. Inherent roadmap of conversion of plastic waste into energy and its life cycle assessment: a frontrunner compendium. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 146, p.111070.

Sharma, K., Shah, G., Singhal, K. and Soni, V., 2024. Comprehensive insights into the impact of oil pollution on the environment. Regional Studies in Marine Science, 74, p.103516.

Statistikaamet, 2025. TO001: TÖÖSTUSTOODANG | Näitaja, Tegevusala, Maakond ning Vaatlusperiood (viimati vaadatud: 28.02.2026).

Stubdrup, K., R., Karlis, P., Roudier, S., Sancho, S., D., 2016. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Wood-based Panels.

Sundblad, B.M., Larsson, B.M., Acevedo, F., Ernstgård, L., Johanson, G., Larsson, K. and Palmberg, L., 2004. Acute respiratory effects of exposure to ammonia on healthy persons. Scandinavian Journal of Work, Environment & Health, pp.313–321.

Zhang, X., Li, C., Fu, C. and Zhang, S., 2008. Environmental impact assessment of chemical process using the green degree method. Industrial & Engineering Chemistry Research, 47(4), pp.1085–1094.

Tadros, A.F.F., 2020. Environmental aspects of petroleum storage in above ground tank. In E3S Web of Conferences (Vol. 166, p. 01006). EDP Sciences.

Tamm, I., Salu, M., Tamm, L., 2013. Aastatel 2001–2009 suletud ja korrastatud prügilate seisukorra hindamine.

Tangri, N. and Wilson, M., 2017. Waste gasification & pyrolysis: High risk, low yield processes for waste management. A Technology Risk Analysis. Report.

Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N. and Carlier, A., 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 96, pp.380-391.

Tawfik, A., Sobhey, M. and Badawy, M., 2008. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). Desalination, 227(1-3), pp.167-177.

Terviseamet, 2024. Kemikaalide ja toodete käitlejatele. Saadaval: https://www.terviseamet.ee/kemikaali-tooteohutus/... (vaadatud: 08.10.2025).

Tullo, E., Finzi, A. and Guarino, M., 2019. Environmental impact of livestock farming and Precision Livestock Farming as a mitigation strategy. Science of the Total Environment, 650, pp.2751–2760.

Uiga, 2024. Kliimaministeerium soovib vähendada turba kaevandamiseks ettenähtud alade hulka. Kliimaministeerium.

UK Environmental Agency, 2002. Environmental impact assessment (EIA): a handbook for scoping projects. G3: Scoping the Environmental Impacts of Chemical Manufacturing, Processing and Storage.

US EPA, 2020. Natural Gas Combustion. Saadaval: https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-09/documents/1.4_natural_gas_combustion.pdf.

Van Praagh, B., 2014. Esso pipeline replacement project-giant Gippsland earthworm survey report. Invert-Eco, Melbourne.

Vaverková, M.D., 2019. Landfill impacts on the environment. Geosciences, 9(10), p.431.

Ward, H. and Wiens, M., 2018. Odour from a compost facility. Saadaval: https://ncceh.ca/sites/default/files/Odour_from_compost_facility-Feb_2018.pdf (vaadatud: 15.10.2025).

Wernet, G., Conradt, S., Isenring, H.P., Jiménez-González, C. and Hungerbühler, K., 2010. Life cycle assessment of fine chemical production: a case study of pharmaceutical synthesis. The International Journal of Life Cycle Assessment, 15(3), pp.294–303.

WHO (World Health Organization), 2020. Technical brief on water, sanitation, hygiene and wastewater management to prevent infections and reduce the spread of antimicrobial resistance. World Health Organization.

Wyer, K.E., Kelleghan, D.B., Blanes-Vidal, V., Schauberger, G. and Curran, T.P., 2022. Ammonia emissions from agriculture and their contribution to fine particulate matter: A review of implications for human health. Journal of Environmental Management, 323, p.116285.

ÜRO keskkonnaprogramm (UNEP) -WCMC and ICPC. (2025). Submarine cables and marine biodiversity.

Yemelin, P.V., Kudryavtsev, S.S. and Yemelina, N.K., 2021. The methodological approach to environmental risk assessment from man-made emergencies at chemically hazardous sites. Environmental Engineering Research, 26(4).

Yu, X., Wang, G., Zou, Y., Wang, Q., Zhao, H. and Lu, X., 2010. Effects of pipeline construction on wetland ecosystems: Russia–China oil pipeline project (Mohe-Daqing section). Ambio, 39(5), pp.447-450.