

ET

ET

ET



EUROOPA KOMISJON

Brüssel, 22. detsember 2010.
K(2010) 9369 (lõplik)

**SEGUNEMISPIIRKONDADE MÄÄRAMISE TEHNILISED SUUNISED vastavalt
direktiivi 2008/105/EÜ artikli 4 lõikele 4**

SISUKORD

1.	Kokkuvõte	6
2.	Mõisted.....	6
3.	Sissejuhatus	8
4.	Kavandatud lähenemisviis.....	11
4.1.	Eesmärk.....	11
4.2.	Astmeline lähenemisviis	12
4.3.	0-aste – kas heide sisaldab probleemseid saasteaineid?.....	13
4.4.	1. aste – esialgne hindamine.....	13
4.5.	2. aste – segunemispirkonna lihtne ligikaudne hindamine	13
4.6.	3. aste – segunemispirkonna üksikasjalik hindamine	13
4.7.	4. aste – uuring (vabatahtlik).....	13
5.	Vastuvõetavus	14
5.1.	Esiõlgused kaalutlused ja eeldused	14
5.2.	Võtmeküsimused.....	15
5.3.	Segunemispirkondade ulatuse vastuvõetavuse aluseks olevad tegurid ja hinnangud.....	15
6.	Segunemispirkondade määramise teaduslik ja regulatiivne taust.....	21
6.1.	Regulatiivne taust.....	21
6.2.	Mitmesugused tegurid.....	21
6.3.	Seire ja modelleerimine.....	22
7.	0-astme hinnang	24
7.1.	Probleemse saasteaine võimalik sisaldus heites.....	26
7.2.	Kas probleemse saasteaine kontsentratsioon ületab keskkonnakvaliteedi standardit?	28
8.	1. aste – esialgne hindamine.....	29
8.1.	1a astme hinnang – siseveekogud (jõed ja kanalid)	30
8.2.	1b astme hinnang – siseveekogud (järved)	34
8.3.	1c astme hinnang – muud pinnaveekogud (üleminekuveed).....	35
8.4.	1d astme hinnang – muud pinnaveekogud (rannikuveed).....	36
9.	2. aste – segunemispirkonna lihtne ligikaudne hindamine	41
9.1.	Lähenemisviisi kokkuvõte	41

9.2.	Jõed	42
9.3.	Muud pinnaveekogud (rannikuveed)	44
10.	3. aste – segunemisperikonna suuruse üksikasjalik hindamine	45
10.1.	Ülevaade põhjaliku või üksikasjaliku hindamise vajadusest	45
10.2.	Hooajaliste tingimuste arvestamine	48
11.	4. aste – uuring (vabatahtlik).....	51
12.	Mitme heite arvestamine	54
13.	Piiriülene saastus.....	56
14.	Segunemisperikondade vähendamise strateegiad.....	58
15.	Järeldused ja soovitused.....	60
16.	Viited.....	61

EESSÕNA

Euroopa Liidu (EL), ühinejariikide, kandidaatriikide ja EFTA riikide veepoliitika eest vastutavad isikud on üheskoos välja töötanud ühise rakendamisstrateegia direktiivi 2000/60/EÜ (millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik (edaspidi „vee raamdirektiiv”)) rakendamise toetamiseks. Selles keskendutakse meetodilistele küsimustele, mis on seotud vee raamdirektiivi tehniliste ja teaduslike järelduste ühesuguse mõistmisega. Täpsemalt on strateegia üks eesmärk töötada välja õiguslikult mittesiduvad praktilised juhendmaterjalid mitmesuguste direktiivis käsitletavate tehniliste küsimuste kohta. Kõnealused juhendmaterjalid on mõeldud ekspertidele, kes rakendavad otseselt või kaudselt vee raamdirektiivi vesikondades. Seepärast on nende ülesehitust, esitlusviisi ja terminoloogiat kohandatud asjaomaste ekspertide vajadustega ning ametlikku ja õiguskeelt on võimaluse korral välditud.

Direktiivis 2008/105/EÜ on sätestatud keskkonnakvaliteedi standardid vee raamdirektiivi X lisas loetletud 33 prioriteetse aine ja 8 muu saasteaine kohta, mis olid ELi tasandil juba reguleeritud direktiiviga 76/464/EMÜ. Kõnealuse direktiivi artiklis 4 võetakse kasutusele segunemispirkondade mõiste: tegemist on heite keskkonda laskmise kohtadega piirnevate aladega, kus ühe või mitme nimetatud aine kontsentratsioon võib ületada keskkonnakvaliteedi standardeid, tingimusel et see ei mõjuta ülejäänud veekogu vastavust nendele standarditele. Lõikega 4 nähakse ette segunemispirkondade määramise tehniliste suuniste vastuvõtmine kontrollita regulatiivkomitee menetluse alusel. Käesolevate suunistega täidetaksegi seda nõuet.

Käesolevad suunised koostas ühise rakendamisstrateegia raames tegutseva keemiliste aspektide töörühma E loodud redaktsioonirühm 2008. aasta juunis.. Töösse panustasid mitmed eksperdid ja sidusrühmad, kes osalesid kogu suuniste väljatöötamise protsessis koosolekute ja elektroonilise meedia kaudu.

Tuleb rõhutada, et direktiivi 2008/105/EÜ artikli 4 kohaselt ei ole liikmesriigid kohustatud segunemispirkondi määrama. Kui nad siiski otsustavad seda teha, siis eeldatakse neilt käesolevate suuniste järgimist. Määratluse kohaselt ei ole suunised aga õiguslikult siduvad. Peale selle esineb ELis väga erinevaid olukordi ning suuniste koostamisel on kajastatud neist enamikku, kuid mitte kõiki. Seetõttu võivad liikmesriigid suunistest vajaduse korral kõrvale kalduda, kui see on vajalik direktiivi 2008/105/EÜ eesmärkide saavutamiseks.

Kui liikmesriigid määravad segunemispirkonnad, tuleb vesikonna majandamiskavades kirjeldada segunemispirkondade määratlemisel kasutatud lähenemisviise ja meetodikat ning segunemispirkonna ulatuse edaspidiseks vähendamiseks võetud meetmeid. Käesolevaid suuniseid kohaldatakse alates vesikonna majandamiskavade teisest tsüklist. Lähtuda tuleks ettevaatuspõhimõttest.

Redaktsioonirühma liikmed

Norman Babbedge	Keskonnaagentuur, Ühendkuningriik
John Batty	DEFRA kaasesimees, Ühendkuningriik
Dju Bijstra	RWS, Madalamaad
Madalina David	Euroopa Komisjon
Raphael Demouliere	Ökoloogiainisteerium, Prantsusmaa
Klaas Den Haan	CONCAWE
Neil Edwards	Eurelectric (RWE nPower)
Koen Gommers	Eurometaux
Andreas Hoffmann	Umweltbundesamt, Saksamaa
Gerrit Niebeek	RWS (kaasesimees), Madalmaal
Keith Sadler	Eurelectric (Eon)
Joachim Seibring	CEFIC
Hubert Verhaeghe	Agence de l'Eau Artois Picardie, Prantsusmaa
Nicole Zantkuijl	Eureau

Miks on vaja käesolevaid suuniseid?

Keskkonnakvaliteedi standardite direktiivi (2008/105/EÜ) artikli 4 lõikes 4 on sätestatud:

Segunemiskiirkondade määramise tehnilised suunised võetakse vastu vastavalt käesoleva direktiivi artikli 9 lõikes 2 osutatud regulatiivkomitee menetlusele.

Veepoliitika eest vastutavate isikute 24. ja 25. novembril 2008 toimunud koosolekul saavutatud kokkuleppe kohaselt kehtestatakse käesolevate suunistega (vt viide 16(27), lk 30) segunemiskiirkondadega seotudtoimingud, et toetada prioriteetsete ainete valdkonnas tehtavat tööd ja seega ka vee raamdirektiivi (2000/60/EÜ) ühist rakendamisstrateegiat.

Esmajoones keskenduti segunemiskiirkondade määramise tehniliste suuniste väljatöötamisele keskkonnakvaliteedi standardite direktiivi (2008/105/EÜ) artikli 4 lõike 4 alusel.

1. KOKKUVÕTE

Viimastel aastatel on vee kvaliteet Euroopas märgatavalt paranenud tänu üldpõhimõttele, mille kohaselt saastuse vähendamine või võimaluse korral selle likvideerimine toimub saastuse tekkekohas. See nn kombineeritud lähenemisviis on vee raamdirektiivi (2000/60/EÜ) alus Euroopa tasandil.

Kõnealune strateegia on keskkonnakvaliteedi standardite järgimise lahutamatu osa ning heitvee kontrollisüsteemide kavandamisel tagatakse tavaliselt, et saasteainete kontsentratsioon suublas ei ületa keskkonnakvaliteedi standardit. Ent kui probleemsete saasteainete kontsentratsioon heitvees on keskkonda laskmise kohas keskkonnakvaliteedi standardist suurem, moodustub keskkonda laskmise koha lähedusse ala, kus keskkonnakvaliteedi standardid on ületatud. Direktiivi 2008/105/EÜ kohaselt võivad liikmesriigid lubada veekogudes selliseid keskkonnakvaliteedi standardeid ületavaid alasid juhul, kui on täidetud teatavad kriteeriumid. Neid kriteeriumeid tuleb mõista, sest see võimaldab pädeval asutusel esiteks veenduda, kas standardite ületamise määr on kavandatava segunemiskiirkonna puhul vastuvõetav, ja määrata seejärel kindlaks sobiv asukoht seirepunktidele. Käesolevate suuniste eesmärk on aidata liikmesriikidel see protsess astmelist lähenemisviisi kasutades lõpule viia, et tagada vajalik kontrollitase. Suuniseid tuleks kasutada direktiivi 2008/105/EÜ 1A lisas loetletud ainete segunemiskiirkondade kindlaksmääramisel.

2. MÕISTED

(1) **Saastus:** direktiivi 2000/60/EÜ artikli 2 punktis 33 on sätestatud:

Reostus [Termin on muutunud, uus termin on „saastus”] – inimtegevuse tulemusena ainete või soojuse otsene või kaudne õhku, vette või maasse viimine, mis võib osutada kahjulikuks inimeste tervisele või veeökosüsteemide või veeökosüsteemidest otseselt sõltuvate

maismaaökosüsteemide kvaliteedile, põhjustab kahju materiaalsele varale või raskendab või takistab keskkonna kasutamist puhkeaja veetmiseks või muul seaduslikul otstarbel.

(2) **Keskkonnakvaliteedi standard:** direktiivi 2000/60/EÜ artikli 2 punktis 35 on sätestatud:

Keskkonnakvaliteedi standard – teatava saasteaine või saasteainerühma kontsentratsioon vees, settes või biootas,¹ mida ei tohiks inimeste tervise ja keskkonna kaitsmise huvides ületada.

(3) **Segunemispriirkond:** direktiivi 2008/105/EÜ artiklis 4 on sätestatud:

1. Liikmesriigid võivad kindlaks määrata heite keskkonda laskmise kohtadega piirnevad segunemispriirkonnad. Sellistes segunemispriirkondades võib ühe või mitme I lisa A osas loetletud aine kontsentratsioon ületada asjaomaseid keskkonnakvaliteedi standardeid, kui see ei mõjuta ülejäänud pinnaveekogu vastavust kõnealustele standarditele.

2. Segunemispriirkondi määravad liikmesriigid lülitavad vastavalt direktiivi 2000/60/EÜ artiklile 13 koostatud vesikonna majandamiskavadesse järgmised kirjeldused:

a) nimetatud priirkondade määratlemisel kasutatud lähenemisviisid ja meetodika, ning

b) segunemispriirkonna ulatuse edaspidiseks vähendamiseks võetud meetmed, näiteks direktiivi 2000/60/EÜ artikli 11 lõike 3 punkti k kohased meetmed või direktiivis 2008/1/EÜ osutatud lubade läbivaatamine või direktiivi 2000/60/EÜ artikli 11 lõike 3 punktis g osutatud eelneva reguleerimise nõue.

3. Segunemispriirkondi määravad liikmesriigid tagavad, et kõik sellised priirkonnad:

a) hõlmaksid üksnes heite keskkonda laskmise kohtade lähemat ümbrust;

b) oleksid proportsionaalsed, võttes arvesse saasteainete kontsentratsiooni keskkonda laskmise kohas ja eelnevates eeskirjades sisalduvaid saasteainete heite tingimusi, nagu direktiivi 2000/60/EÜ artikli 11 lõike 3 punktis g osutatud load või muudes asjakohastes ühenduse õigusaktides sisalduvad tingimused, vastavalt parima võimaliku tehnika kasutamisele ja direktiivi 2000/60/EÜ artiklile 10, eelkõige pärast nimetatud eelnevate eeskirjade läbivaatamist.

4. Segunemispriirkondade määramise tehnilised suunised võetakse vastu vastavalt käesoleva direktiivi artikli 9 lõikes 2 osutatud regulatiivkomitee menetlusele.

(4) **Suunistes kasutatavad praktilised mõisted**

Kuigi keskkonnakvaliteedi standardite direktiivis on esitatud erinevaid variante, ei sisalda see segunemispriirkonna täpset mõistet. Ametliku määratluse puudumisel leppis redaktsioonirühm kokku praktilised mõisted, millest oleks abi käesolevate suuniste väljatöötamisel. Välja töötati järgmised praktilised mõisted:

¹ Direktiivis 2008/105/EÜ on kehtestatud prioriteetsete ainete loetelus nimetatud ainete keskkonnakvaliteedi standardite väärtused. Kui need väärtused kehtivad vesifaasis, loetakse need kõikides faasides piisavat kaitset pakkuvaks. Seepärast on käesolevate suuniste eesmärk anda juhiseid eeskätt vees kehtivate keskkonnakvaliteedi standardite kohta. Juhtudel, kus pädev asutus on aga sunnitud kaaluma elustiku või (kui need on kättesaadavad) sette suhtes kehtestatud standarditega seotud segunemispriirkondade kehtestamist, tuleb neid hinnata iga juhtumi puhul eraldi ning need võivad vajada kaalumist otse 3. astmel.

Pädev asutus määrab **segunemiskiirkonna** kui heite keskkonda laskmise kohaga piirneva pinnaveekogu osa, kus ühe või mitme saasteaine kontsentratsioon võib ületada asjaomaseid keskkonnakvaliteedi standardeid, tingimusel et see ei mõjuta ülejäänud pinnaveekogu vastavust keskkonnakvaliteedi standarditele.

Kui käesolevates suunistes kasutatakse väljendit segunemiskiirkonnad, võib olla vajalik hinnata segunemiskiirkonna suurst standardi AA-EQS (aasta keskmisel põhinev keskkonnakvaliteedi standard) ja/või standardi MAC-EQS (suurimal lubatud kontsentratsioonil põhinev keskkonnakvaliteedi standard) põhjal.

Probleemne saasteaine: käesolevas dokumendis osutab probleemne saasteaine direktiivi 2008/105/EÜ 1A lisas loetletud ainetele. Palun pange tähele, et kui see väljend on esitatud nurksulgudes [probleemne saasteaine], siis peetakse silmas probleemse saasteaine kontsentratsiooni.

3. SISSEJUHATUS

Viimastel aastatel on vee kvaliteet paljudes Euroopas pinnaveekogudes märgatavalt paranenud tänu põhimõttele, mille kohaselt saastuse vähendamine või võimaluse korral selle likvideerimine toimub saastuse tekkekohas. See nn kombineeritud lähenemisviis on vee raamdirektiivi (2000/60/EÜ, artikkel 10) alus ning tugineb lähenemisele, mille kohaselt tuleb heidete kontrollimisel kasutada parimat võimalikku tehnikat või kehtestada piisavad heite piirväärtused ja keskkonnakvaliteedi standardid. Kui keskkonnakvaliteedi standardiga nõutakse karmimate tingimuste täitmist, sätestatakse vastavalt sellele ka rangem heitekontroll.

Esmakordselt ohtlike ainete direktiivi 76/464/EMÜ² alusel kehtestatud keskkonnakvaliteedi standardid moodustavad juhtimisplatvormi, mis pakub:

- peamist mehhanismi veekogude kvaliteedieesmärkide seadmiseks;
- vahendit selliste vete nõuetelevastavuse hindamiseks;
- sellistesse vetesse lastavate heidete loatingimuste arvutamise alust.

Reovee ja heitvee käitlemiseks sobivate süsteemide kindlaksmääramisel tuleb keskkonnakvaliteedi standardite täitmist tingimata arvesse võtta. Heitekontrolli süsteemide kavandamisel tagatakse tavaliselt, et [probleemsed saasteained] suublas ei ületaks keskkonnakvaliteedi standardit, ent kui nende kontsentratsioon heitvees on keskkonnakvaliteedi standardist suurem, moodustub keskkonda laskmise koha lähedusse ala, kus keskkonnakvaliteedi standardid on ületatud. Direktiivi 2008/105/EÜ kohaselt võivad liikmesriigid lubada veekogudes selliseid keskkonnakvaliteedi standardeid ületavaid alasid juhul, kui on täidetud teatavad kriteeriumid (vt jagu 2.3). Neid kriteeriumeid tuleb mõista, sest esiteks võimaldab see pädeval asutusel enne segunemiskiirkonna määramist veenduda, kas standardite ületamise tase on vastuvõetav, ja määrata seejärel kindlakssobiv asukoht seirepunktidele.

² Kodifitseeritud direktiivina 2006/11/EÜ.

Tähelepanu!

Selliste punktreostusallikate puhul, mis peavad vastama saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli nõuetele, on segunemispirkondade määramise eeltingimuseks parima võimaliku tehnika kasutamine.

Liikmesriigid peavad kohaldama direktiivi 2000/60/EÜ artiklis 10 ja direktiivis 2008/1/EÜ sätestatud kombineeritud lähenemisviisi. See tähendab, et tuleb rakendada parimale võimalikule tehnikale vastavaid meetmeid. Parima võimaliku tehnika kasutamise nõude korral on see kohustuslik olenemata sellest, kas segunemispirkonnad määratakse või mitte. Eri majandussektorite parimat võimalikku tehnikat on kirjeldatud parima võimaliku tehnika viitedokumentides (BREF-dokumendid)³. Peale selle võib keskkonnakvaliteedi standardite täitmiseks olla vajalik kohaldada rangemat heitekontrolli, kui on võimalik saavutada parima võimaliku tehnika kasutamisega⁴.

Kavandatava segunemispirkonna ulatuse vastuvõetavuse kindlaksmääramisel peab pädev asutus veenduma, et vesikonna majandamiskavas veekogu suhtes kehtestatud asjaomased vee raamdirektiivi eesmärgid täidetakse. Muu hulgas tuleb nõuetekohaselt arvesse võtta võimalikku mõju kaitstud või tundlikele aladele. Tuleb mõista, et sõltuvalt veekogu tüübist on vaja kaaluda ka voolu võimalikku vastassuunda pöördumist ja heitvee mittesegunemist.

Siinkohal on asjakohane pöörata tähelepanu andmetele, mida tuleks kasutada heitvee ja suubla iseloomustamiseks, kui kaalutakse segunemispirkonna ulatuse määramist.

Ilmselt on eelistatav ühtlustatud lähenemine, eriti seetõttu, et paljud Euroopa veekogud ulatuvad üle rahvusvaheliste piiride.

Alates 1980. aastatest laialdaselt kasutatavatel segunemispirkondadel on nii ruumilised kui ka ajalised mõõtmised ja neid võivad mõjutada hüdro-morfoloogilised tegurid. Füüsikaliselt toimub segunemine suublas piki-, põiki- ja vertikaalsuunaliselt ning ühtlasi võivad seda mõjutada hooajalised, meteoroloogilised ja muud ajalised muutused. Seega tuleb piisaval määral arvesse võtta keskkonnakvaliteedi standardite võimaliku ruumilise ja ajalise ületamise sagedust käsitlevaid statistilisi andmeid (või tõeäosust) koos võimalike vastuvõtjate ruumilise ja ajalise jaotuse, heitvee ja suubla vooluhulga muutumise ning nii heitvee kui ka suublakvaliteediga. Loodetealadel⁵ on olukord voolu vastassuunda pöördumise, hooajalisuse, lainete ja potentsiaalselt väga suure suubla tõttu veelgi keerulisem.

Heite ja suublasegumise viis on iga juhtumi puhul erinev. Lineaarsetes veekogudes, näiteks jõgedes (või kitsastes suudmealades) võib punktreostusallikast lähtuvate heidete täielikuks segunemiseks terve veekogu ristlõike ulatuses kuluda teatavatel asjaoludel kilomeetreid ning mõnel juhul, kui vesi on selgelt kihistunud, ei pruugi see üldse toimuda. Segunemispirkonna vastuvõetavuse kaalumist võivad mõjutada ka muud tegurid, näiteks kaitstud või tundlike alade lähedus. Näiteks juhul, kui segunemispirkond puutub kokku joogiveehaardega, on

³ Kätesaadavad aadressil <http://eippcb.jrc.es/reference/>.

⁴ Vt vee raamdirektiivi artikli 10 lõige 3 ja direktiivi 2008/1/EÜ artikkel 10.

⁵ Sellesse kategooriasse kuuluvad ka need mageveekogud, kus veetase loodete tõttu märkimisväärselt kõigub.

joogiveega seotud kohustuste täitmiseks vaja direktiivis 2008/105/EÜ kehtestatud keskkonnakvaliteedi standarditest rangemaid kvaliteedinorme. Sellisel juhul tuleks segunemiskiirkonna ulatust vähendada, et täita nn joogivee kaitseala nõuet. Segunemiskiirkonna ulatuse piiramisele tuleb mõelda ka juhul, kui direktiivi 2008/105/EÜ A lisas nimetatud ainete suhtes kehtestatud keskkonnakvaliteedi standardi väärtuse ületamine kahjustab mõnda tundlikku piirkonda, näiteks kalade kudemisala. Seda teemat on lähemalt käsitletud punktis 5.3. Otsustamisprotsessis on olulisel kohal segunemiskiirkonnas ilmneva kahjuliku mõju (nt mõju, mis on seotud piirkonna kui puhkeala väärtusega või mõne direktiivi 2000/60/EÜ V lisas nimetatud kvaliteedielemendiga) potentsiaal, ulatus, tase, kestus ja pöördumus. Eesmärgiks peaks olema segunemiskiirkonnas ilmneva kahjuliku mõju, eriti asjaomase heite intensiivse mõju piiramine.

Mis tahes uus heide võib suurendada seotud probleemsete saasteainete kontsentratsiooni (tulenevalt konkreetsele ainele omasest jagunemisest, mis võib soolsuse, pH-väärtuse, temperatuuri jne kõikides muutuda) hõljuvates tahketes osakestes või settes. Sellised tahked osad transporditakse tavaliselt keskkonda laskmise kohast eemale, ent juhul, kui need lastakse keskkonda settealal, võivad need ka kohapeal ladestuda. Loodetealadel või hooajalise vooluga aladel võib pinnas ühes ja samas kohas eri aegadel settida, kahaneda või jääda muutumatuks. Transportimise ajal jätkub hõljuvate osakeste vastasmõju vesifaasiga, mille tulemusel need võivad uuesti jaguneda või nende olemus võib muutuda (nt helvestumise puhul); mõlemal juhul muutub tahkes faasis aine kontsentratsioon. Pärast ladestumist hakkavad toimuma täiendavad füüsikalised, keemilised ja bioloogilised protsessid, mis võivad mõjutada kontsentratsiooni settefaasis ning asjaomase aine bioloogilist kättesaadavust.

Uus heide võib mõjutada ka kohalikku sessiilset elustikku (sõltuvalt selle asukohast heiteveo suhtes), mis võib kokku puutuda aine suuremate kontsentratsioonidega vesifaasis, mille tulemusel kasvab mõnel juhul selle aine kontsentratsioon asjaomases elustikus. Liikuv elustik võib probleemse saasteainega vesifaasis ja tahkes faasis kokku puutuda üksnes teatava aja jooksul. Mõnel juhul, kuid mitte alati, võib heide mõjutada ka elustiku liikumist.

Seega tuleb vesifaasi keskkonnakvaliteedi standardite ületamise lubatud ulatuse (mida väljendatakse mõne või kõigi järgmiste näitajatega: pikkus, laius, ristlõike pindala, pindala või maht, mis võivad ajas muutuda) puhul arvestada suurenenud kontsentratsiooni võimalust hõljuvates tahketes osakestes, settes ja elustikus nii vesifaasi lubatud segunemiskiirkonnas kui ka väljaspool seda. Juhul, kui probleemse saasteaine osakesed ladestuvad kiiresti settesse, on lisaks sellele oluline veenduda, et mis tahes heide ei suurendaks märkimisväärselt settesaastet, et tagada vastavus direktiivi 2008/105/EÜ artikli 3 lõikele 3.

Vesikondade majandamiskavades tuleb kindlaks määrata prioriteetsete ainete ja muude erisaasteainete reostuskoormus, tuvastada nende allikad ja kehtestada nende ainete heite vähendamise meetmete programmid. Prioriteetsete ohtlike ainete puhul peaksid need hõlmama ka meetmeid, mille eesmärk on peatada või järk-järgult lõpetada inimtekkelised heited, nende keskkonda laskmine ja kadu (vt viide 16.10). Igal juhul tuleb kõnealuste ainete heite vähendamiseks võetavaid meetmeid põhjendada. Direktiivi 2008/105/EÜ artikliga 4 toodi ELi õigusaktidesse keskkonda lastavate saasteainete segunemiskiirkonna mõiste. Tegelikult piirduvad segunemiskiirkonnad heite keskkonda laskmise kohtade lähiümbrusega ning peavad olema proportsionaalsed, võttes arvesse saasteainete kontsentratsiooni keskkonda laskmise kohas ning saasteainete heite tingimusi, mis sisalduvad prima võimaliku tehnika kohaldamisega kooskõlas olevates varasemates eeskirjades. Peale selle tuleb vesikonna majandamiskavas kirjeldada segunemiskiirkondade kindlaksmääramisel kasutatud

lähenemisviise ja meetodikat ning segunemispiirkondade ulatuse edaspidiseks vähendamiseks võetud meetmeid.

Nüüdseks on ulatuslikud teadusuuringud aidanud paremini mõista asjaomaseid hüdroloogilisi ja dünaamilisi protsesse (vt 16. peatükk, modelleerimist ja mudeleid käsitlevad viited), pakkudes heitvee segunemise prognoosimiseks arvukalt matemaatilisi mudeleid. Mõni liikmesriik on segunemispiirkondade määramise eeskirjad juba vastu võtnud. Kui see on asjakohane, tuginetakse käesolevates suunistes nendele mudelitele ja eeskirjadele, või kasutatakse neid näitena.

Direktiivi 2008/105/EÜ kohaste segunemispiirkondade määramise ja väljaarendamise eest vastutab pädev asutus, kes peab koostama riskipõhise ja proportsionaalse lähenemisviisi, milles võetakse piisavalt üksikasjalikult arvesse kõiki asjaomaseid tegureid. Kuigi saaks esitada ühtse hindamismeetodi, mis peaks enamikul juhtudel tagama tõhusa kindlaksmääramise ja haldamise, tähendab nii heiteliikidele kui ka Euroopa suublatele omane keerukus ja muutlikkus, et mõnikord lihtsad lahendused puuduvad ning seepärast tuleb vastuvõetavuse kriteeriumid tuletada iga juhtumi kohta eraldi. Kõikide asjaolude arvestamiseks on välja töötatud astmeline lähenemisviis. Kõnealust lähenemisviisi tutvustatakse järgmistes peatükkides, et aidata liikmesriikidel otsustada, kui põhjalikult tuleks iga olukorda kaaluda.

3. ja 4. astmel toimuv uurimine ja modelleerimine võib olla kulukas ning seega võib pädeval asutusel ja heite keskkonda juhtijal olla mõistlik jõuda kokkuleppele, kes vastutab antud tegevuste teostamiseks vajalike andmete esitamise eest ning kes nõuetekohase modelleerimise eest. Viimastel astmetel võidakse asjaomaselt tööstussektorilt nõuda heite keskkonnamõju käsitlevate andmete esitamist.

4. KAVANDATAV LÄHENEMISVIIS

4.1. Eesmärk

Käesolevate suuniste eesmärk on aidata pädevatel asutustel esmalt kindlaks teha, kus on vaja segunemispiirkonda, ning seejärel määrata selle suurus ja vastuvõetavus nn astmelise lähenemisviisi abil, mis on välja töötatud piisava üksikasjalikkuse ja kontrolli tagamiseks.

Kavandatava segunemispiirkonna vastuvõetavuse hindamisel peab pädev asutus arvestama keskkonnakvaliteedi standardite täitmist veekogu tasandil ning kõiki võimalikke eriküsimusi, nagu joogiveevarud ja muud tundlikud alad. Kui avastatakse võimalikud probleemid, mille tõttu heite keskkonda laskmine ei vasta käesolevatele suunistele, võib pädev asutus kaaluda oma hinnangu osana ka direktiivi 2000/60/EÜ artiklis 4⁶ sätestatud erandeid, juhul kui kõik kõnealuste sätete tingimused on täidetud.

⁶ Vee raamdirektiivi artiklis 4 on sätestatud keskkonnavalaste eesmärkide seadmise alused, kuid see sisaldab ka olulisi erandeid, mille põhjal saab:

I. pikendada tähtaegu (artikli 4 lõige 4) või

II. seada nõutust leebemad eesmärgid (artikli 4 lõige 5) juhul, kui vajalike paranduste saavutamine on tehniliselt võimatu või ebaproportsionaalselt kulukas.

Suunised võivad olla liikmesriikidele abiks seirepunktide valimisel ning anda seega teavet seireprogrammide kavandamiseks kooskõlas ühise rakendamisstrateegia praeguste suunistega (nr 7 ja nr 19).

Käesolevaid suuniseid kohaldatakse direktiivi 2008/105/EÜ sätete alusel kõnealuse direktiivi 1. lisa A osas loetletud ainete suhtes. Asjaomaseid põhimõtteid saab aga rakendada ka direktiivi 2000/60/EÜ VIII lisa alusel koostatud konkreetsete saasteainete riiklike, piirkondlike ja kohalike loetelude puhul.

4.2. Astmeline lähenemisviis

Selleks et dokumenteerida poliitilist otsustepuud, mille liikmesriigid võivad direktiivi 2008/105/EÜ alusel segunemiskiirkondi määrares vastu võtta, on välja töötatud nn astmeline lähenemisviis. See pakub piisavalt üksikasjalikku kohandatud lahendust skemaatiliste voodiagrammidena, mida on lähemalt tutvustatud 7.–11. peatükis.

Iga astme eesmärk on määrata kindlaks need keskkonnaheited, mis ei tekita probleeme, ning tuua samas esile sellised heited, mille puhul tuleb võtta meetmeid segunemiskiirkonna suuruse vähendamiseks. Suunised edendavad ühtset ja tugevat raamistikku selliste otsuste tegemiseks, et pakkuda lahendusi, mis on:

- tõhusad – ressursse kasutatakse üksnes vajaduse korral ja sel juhul on need kooskõlas asjaomase keskkonnaprobleemi lahendamisega kaasaegse riskipõhise regulatiivse lähenemise kohaselt;
- usaldusväärsed – nende tulemusel tehakse mõistlikke korduvalt teostatavaid otsuseid, mis aitavad veekeskkonda säästvalt kasutada;
- paindlikud – et täita Euroopa veekeskkonnaga seotud vajadusi.

Astmelise lähenemisviisi võib kokku võtta järgmiselt:

- 0-aste Kas heide sisaldab probleemseid saasteaineid?**
- 1. aste Esialgne hindamine**
- 2. aste Lihtne ligikaudne hindamine**
- 3. aste Üksikasjalik hindamine**
- 4. aste Uuring / mudelite valideerimine**

Tähelepanu!

Kuna kõikide punktreostusallikate puhul, mis peavad vastama saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli nõuetele, tuleb kasutada parimat võimalikku tehnikat, peab selliste punktreostusallikate segunemiskiirkondade igasugune vähendamine hõlmama kasutatavast parimast võimalikust tehnikast rangemaid meetmeid. See võib kaasa tuua ebaoproportsionaalse kulude analüüsi.

Täpsema teabe saamiseks vt ühise rakendamisstrateegia suunis nr 20 (keskkonnaalaste eesmärkidega seotud erandid).

4.3. 0-aste – kas heide sisaldab probleemseid saasteaineid?

0-aste on kõrgetasemeline filter, mille eesmärk on tuvastada heited, mis võivad põhjustada probleemse saasteaine keskkonnakvaliteedi standardi ületamise. Kuna vee suhteskehtestatud keskkonnakvaliteedi standardid on kavandatud nii, et nende järgimise korral on tagatud kõikide veekeskkonna osade piisav kaitse, puudub vajadus lähemalt kaaluda sellise heitvee keskkonda laskmist, milles saasteainete kontsentratsioon ei ületa keskkonnakvaliteedi standardeid, ning sel juhul ei ole segunemiskiirkonda vaja määrata.

4.4. 1. aste – esialgne hindamine

1. astme eesmärk on teha kindlaks, kas 0-astmel tuvastatud heitele tuleb pöörata suuremat tähelepanu, ning jätta ebaolulised heited lihtsate katsete abil edaspidi kõrvale. Ettevaatuspõhimõttel koostatud filtrid võimaldavad kindlaks määrata selliste segunemiskiirkondade vastuvõetavuse, millega seotud heitkogused on niivõrd väikesed, et standardeid ületava koguse kvantifitseerimine oleks reguleerivatele asutustele ja sidusrühmadele põhjendamatult koormav.

4.5. 2. aste – segunemiskiirkonna lihtne ligikaudne hindamine

2. astme eesmärk on jätta lihtsa juhtumipõhise hindamise alusel kõrvale need heited, mis on selgelt kas vastuvõetavad või vastuvõetamatud, kasutades keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määra esialgset hindamist. Selleks pakutakse turul mitmeid sobilikke vahendeid, mille loetelu on esitatud 16. peatükis. Käesolevaid suuniseid täiendava vahendina on aga Exceli failina esitatud ka heitekatse tarkvara.

4.6. 3. aste – segunemiskiirkonna üksikasjalik hindamine

Keerukamad juhtumid võivad nõuda üksikasjalikumalt hindamist. Seda võimaldab 3. aste, mis hõlmab sageli arvutipõhiseid modelleerimistehnikaid asjaomase heitega (või heiterühmaga) seotud konkreetsete asjaolude arvestamiseks. Sellel astmel vajalik lähenemisviis võib olla oluliselt keerulisem kui 2. astme puhul, kuna keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määra muutumist ruumis ja ajas tuleb üksikasjalikult kaaluda.

4.7. 4. aste – uuring (vabatahtlik)

Kui hindamine ei anna täit selgust, võib olla asjakohane viia läbi uuring hindamistulemuste valideerimiseks, kasutatud lähenemisviisi täpsustamiseks või keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määra piires esinevate tegelike mõjude iseloomustamiseks. Kui selline uuring toob välja võimaliku lahknevuse prognoositud tulemustest, võib osutada vajalikuks naasta asjakohasele astmele ja kasutatud lähenemisviisi vastavalt kontrollida/täpsustada.

NB! Kuigi uuringud on siin esitatud 4. astmena, võib neist abi olla ka astmetel 0–3. Kui teave on kättesaadav, võib seda kasutada, ning käesolevate suuniste eesmärk ei ole takistada otsuste tegemisega seotud teabe kogumist ja kasutamist.

Sellised uuringud võivad olla kasulikud, et kontrollida, kas keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määr on vastuvõetav keskkonda juba lastava heite puhul. Kui on olemas põhjalikud seireandmed, võib osutada võimalikuks teha otsus üksnes uuringute põhjal. Otsuse vastuvõtmisel selle kohta, kas 3. astme hinnangu põhjal prognoositud keskkonnakvaliteedi standardi ületamise määra võib pidada vastuvõetavaks, võib abi olla heite keskkonda laskmise kavandatava asukohaga piirnevate vastuvõtjate uurimisest kohapeal.

Tähelepanu!

Mis tahes uuringute korraldamise otsustavad liikmesriigid. Suuniste eesmärk ei ole nõuda täiendavat seiret ning neid ei tuleks sel viisil tõlgendada.

5. VASTUVÕETAVUS

5.1. Esialgsed kaalutlused ja eeldused

Vee raamdirektiivis on kehtestatud kohustused seoses tulemustega (st keskkonnaalaste eesmärkidega), kuid mitte nende saavutamise vahenditega. See tugineb kehtivatele ühenduse õigusaktidele, eeskätt saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli direktiivile 2008/1/EÜ ja asulareovee direktiivile 91/271/EMÜ, milles on sätestatud teatavate rajatiste heidete kontrolli miinimumnõuded. Mõlema direktiiviga kohustatakse aga kehtestama rangemat kontrolli juhul, kui see on vajalik muude õigusaktidega ette nähtud keskkonnaalaste eesmärkide täitmiseks⁷. Kõnealused kaks direktiivi moodustavad osa vee raamdirektiivi artiklis 10 kirjeldatud kombineeritud lähenemisviisist ning ka nimetatud artikli lõikes 3 nõutakse rangema kontrolli kehtestamist, kui seda on vaja keskkonnaalaste eesmärkide täitmiseks vastavalt vee raamdirektiivi artiklile 4.

Käesolevates suunistes eeldatakse, et enne segunemispirkondade määramise kaalumist on direktiivide 2008/1/EÜ ja 91/271/EMÜ nõuded täidetud.

Tulemuste suhtes kehtestatud kohustused tähendavad seda, et keskkonnastandardite saavutamiseks tehtavad jõupingutused võivad eri asukohtades olla väga erinevad. Sama heite laskmisel avamerre või väikese veevahetusega suletud lahte võib olla märkimisväärselt erinev keskkonnamõju. Kui ühte ja samasse veekogusse laseb saasteainet mitu rajatist, võib olla vaja karmistada üksikuid nõudeid heite keskkonda laskmise kohta.

Segunemispirkondade lubamisega tunnistatakse direktiivis 2008/105/EÜ selgelt, et teatavatel juhtudel ületab saasteainete kontsentratsioon heitvees keskkonnakvaliteedi standardeid. Kui saasteainete kontsentratsioonid heitvees on suuremad, tekib heite keskkonda laskmise koha ümbrusse ala, kus kontsentratsioonid ületavad keskkonnakvaliteedi standardeid. Keskkonnakvaliteedi standarditest suurem saasteainete kontsentratsioon heitvees võib olla tingitud sellest, et tehniliste vahenditega ei ole seda võimalik vähendada või see oleks üle jõu käivalt kulukas.

Kuigi segunemispirkond on määratluse järgi ala, kus keskkonnakvaliteedi standardeid ületatakse, on keskkonnakvaliteedi standardite kehtestamise eesmärk tagada veeökosüsteemi piisav kaitse. Segunemispirkondade määramine peaks tuginema põhimõttele, et võtta tuleb ennetavaid meetmeid ning et esmajärjekorras tuleb keskkonnakahjud kõrvaldada nende tekkimise kohas, püüdes seepärast standardite ületamise ruumilist ja ajalist ulatust võimalikult suurel määral piirata.

Segunemispirkondade, eriti kõige probleemsemates keskkondades asuvate piirkondade määramist tuleb põhjalikult kaaluda, et saavutada tasakaal heidete rangema kontrolli vajaduse ja segunemispirkonna suuruse vahel. Segunemispirkondade määramine peaks hõlmama

⁷

Vt direktiivi 2008/1/EÜ artikkel 10 ja direktiivi 91/271/EMÜ I lisa B osa punkt 4.

karmima ning tehniliselt ja majanduslikult teostatava heitekontrolli hindamist, võrreldes seda vähenenud keskkonnamõju näol saadava kasuga.

Juhul kui heite keskkonda laskmine ohustab vee raamdirektiivi eesmärkide saavutamist veekogu tasandil ning heidete rangema kontrolli kehtestamiseks puuduvad tehniliselt või majanduslikult teostatavad võimalused, võib hoolikalt kaaluda võimalust kohaldada vee raamdirektiivi artiklis 4 sisalduvaid erandeid. Kõnealuseid erandeid saab kohaldada üksnes siis, kui on täidetud kõik vee raamdirektiivis sätestatud tingimused.

Lõpuks on kõige keerulisemates olukordades vaja hinnata iga juhtumit eraldi. Käesolevates suunistes on esitatud mõned elemendid, mida tuleb otsustamisel arvesse võtta.

5.2. Võtmeküsimused

Kavandatava segunemiskiirkonna ulatuse vastuvõetavuse kindlaksmääramisel peab pädev asutus kõigepealt veenduma, et täidetakse vesikonna majandamiskavas veekogu suhtes kehtestatud asjaomased vee raamdirektiivi eesmärgid. Muu hulgas tuleb nõuetekohaselt arvesse võtta saasteainete võimalikku mõju kaitstud või tundlikele aladele ja sette võimalikku kuhjumist väljaspool segunemiskiirkonda. Tuleb mõista, et vastuvõetavuse kriteeriumid sõltuvad igast juhtumist eraldi, võivad olla eri astmetel erinevad ja sõltuda veekogu liigist.

Vastuvõetavuse hindamisel peaks pädev asutus kaaluma mitut küsimust. Need võivad olla seotud keskkonnakvaliteedi standardi ületamise määra jaotumisega ajas ja ruumis:

1. **Lähedus** – kas standardite ületamise määr piirdub direktiivi 2008/105/EÜ kohaselt üksnes heite keskkonda laskmise koha ümbrusega (see põhimõtte kehtib iga eraldi keskkonda laskmise koha suhtes)?
2. **Proportsionaalsus** – kas standardite ületamise määr on proportsionaalne, võttes arvesse saasteainete kontsentratsiooni heite keskkonda laskmise kohas ja heiteid käsitlevaid tingimusi eelnevates eeskirjades (parim võimalik tehnika jne) (see põhimõtte kehtib iga eraldi keskkonda laskmise koha suhtes)?
3. **Hea keemilise seisundi saavutamine** – kas standardite ületamise määr ohustab asjaomase veekogu nõuetekohase keemilise seisundi saavutamist direktiivide 2000/60/EÜ (eeskätt selle artikli 4) ja 2008/105/EÜ (eeskätt I lisa B osa) alusel?
4. **Hea ökoloogilise seisundi saavutamine** – kas standardite ületamise ulatus ohustab asjaomase veekogu nõuetekohase ökoloogilise seisundi saavutamist direktiivi 2000/60/EÜ (eeskätt selle artikli 4) alusel?
5. **Järjepidevus** – kas standardite ületamise määr on kooskõlas muude ühenduse õigusaktide (nt direktiiv 2008/1/EÜ) alusel vastuvõetud teisi punktreostusallikaid käsitlevate nõuetega ning vastab direktiivides 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ sätestatud nõuetele?

5.3. Segunemiskiirkondade ulatuse vastuvõetavuse aluseks olevad tegurid ja hinnangud

Arvesse võetavate tegurite arv võib muutuda ja olla hilisemates astmetes suurem. Seega ei saa anda lugejale neist lõplikku loetelu. Käesolevas jaos esitatakse tegurite kontrollnimekiri, mille põhjal saab sõltuvalt juhtumi eripärast kindlaks määrata, kui üksasjalik tuleb olla, et tagada

otsuste tegemisel usaldusväärne tõenditel põhinev lähenemisviis. Tähtis on mõista, et tegelikkuses võib kontsentratsioonide jaotus muutuda.

Asjakohased tegurid ja hinnangud hõlmavad järgmist:

a. Keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määra iseloomustus

Kontsentratsioonide iseloomustamisel tuleb standardite ületamise määra, sealhulgas kõiki aja jooksul ruumilisi muutusi põhjustanud asjaolusid kaaluda kahemõõtmeliselt (2D) (horisontaalselt ja vertikaalselt) ja/või kolmemõõtmeliselt (3D). Usaldusväärse statistika koostamisel kontsentratsiooni muutuste kohta ei ole sageli praktiline ega vajalik arvestada kõiki muutusi (3D puhul).

Ka halvima võimaliku stsenaariumi järgimisel võivad olla potentsiaalsed puudused, sest ühte kindlat halvimat stsenaariumit ei pruugi olla – eri vastuvõtjate puhul võib suurim kokkupuude esineda erinevates stsenaariumites. Sel juhul tuleb hoolikalt jälgida, et hinnatud stsenaariumid kajastaksid muutumist piisaval määral ja kaitseksid seega keskkonda, seadmata samas halvimate eelduste liitmise kaudu heite keskkonda laskmisele alusetuid piiranguid.

Sageli otsustatakse sellise lähenemisviisi kasuks, mille puhul heite keskkonda laskja, reguleerivad asutused ja sidusrühmad määravad arutelu käigus kindlaks teatava hulga juhtumeid (nt suublavooluhulkade, heite vooluhulkade ja saasteainete kontsentratsioonide kombinatsioonid, tuuletingimused, ümbritsevad kontsentratsioonid ja kihistumine jne) ning modelleerivad neid, et kvantifitseerida kontsentratsioonidejaotusi. Üks oluline küsimus on ka keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määra iseloomustus potentsiaalselt mõjutatud veekogu(de) võimalike vastuvõtjate (vt punkt b allpool) mõõtmete ja jaotuse kontekstis, võttes arvesse keskkonnakvaliteedi standardite ületamise ulatuse kolmemõõtmelist ja ajalist muutumist.

b. Potentsiaalselt mõjutatud vastuvõtjate kindlaksmääramine

Kindlaks tuleb määrata vastuvõtjad, mida heide võib mõjutada. Need saab tuletada ala sihtotstarbelisest kasutusest ja kaitstusest, samuti muudest sellega seotud huvidest (suplemine, laevatamine jne), joogivee võtmisest, vesikonna majandamiskavas sisalduvas kaitsealade registris osutatud aladest jne. Selle põhjal saab tuvastada mitu konkreetset huvipakkuvat asukohta, mis võivad olla vastuvõtjate rühmade puhul representatiivsed (või neid kaitsta). Nende asukohtadega on kasulik siduda modelleerimise tulemused (ja/või kohapeal tehtud tähelepanekud). Lõppkokkuvõttes tuleneb konkreetsete potentsiaalselt mõjutatud vastuvõtjate (või mõnel juhul nende vastuvõtjate, mis esineksid siis, kui vaatlusaluses veekogus saavutatakse sihteesmärk) kindlaksmääramise vajadus reostuse [Termin on muutunud. Uus termin on „saastus”.] määratlusest (direktiivi 2000/560/EÜ artikli 2 punkt 33) ja saastuse tekitatavast kahjust (sealhulgas ökosüsteemidele ja keskkonnakasutusele tekitatavast kahjust) ning vee raamdirektiivis sisalduvatest konkreetsetest bioloogilistest elementidest, mille põhjal hinnatakse ökoloogilist seisundit.

Vastuvõtjate kindlaksmääramisel on tähtis võtta arvesse vee raamdirektiivi üldeesmärke asjaomase veekogu puhul. Veekogu hetkeolukord ei pruugi kaugeltki vastata vee raamdirektiivi nõuetele seoses selliste liikide mitmekesisuse, jaotuse ja arvukusega, mis võivad olla sinna lastavate heidete suhtes tundlikud ja mida võib seepärast pidada vastuvõtjateks. Võetavad meetmed võivad mõne liigi otsustusprotsessi tagasi tuua. Näiteks kui veekogus puuduvad teatavad kalaliigid pärivoolu esinevate rändetakistuste tõttu, mis kavatsetakse kaladele liikumistee loomise kaudu eemaldada, tuleb segunemispriirkonna

vastuvõetavuse otsustamisel arvestada ka nende kalade olemasolu tulevikus. Kui kallastel ei leidu hüdromorfoloogiliste muutuste tõttu kõrgemaid taimi ja vetikaid ning kallaste endine olukord tuleb vee raamdirektiivi eesmärkide saavutamiseks taastada, peab arvesse võtma ka kõnealuste vee raamdirektiivis sisalduvate bioloogiliste kvaliteedielementide olemasolu tulevikus.

Lisaks tuleb arvestada ohtu, et setted kuhjuvad väljaspool segunemiskiirkonda.

Tähelepanu!

Pidage meeles – kahe veekogu piiri lähedal keskkonda lastavate heidete puhul võivad potentsiaalselt mõjutatavad vastuvõtjad asuda piirneva(te)s suubla(te)s

Tähelepanu!

Segunemiskiirkondade määramisel peab pädev asutus tagama, et ei kahjustata ühegi joogiveevõtukoha kvaliteeti.

c. Esineva või prognoositud mõju kindlaksmääramine

Ühendades teadmised kontsentratsioonide ajalisest ja ruumilisest jaotusest teadmistega vastuvõtjate ajalisest ja ruumilisest jaotusest ning nende tundlikkusest probleemse(te) saasteaine(te) suhtes, kujuneb välja arusaamine vastuvõtjate tõenäolisest kokkupuutest keskkonda lastavate ainetega ja nende reaktsioonist kokkupuutele. Määratluse kohaselt võib keskkonnakvaliteedi standardite ületamise lubamisel lubada reguleeritud vastuvõetavas segunemiskiirkonnas ka teatavate ökoloogilist mõjude ilmumist. Peale selle võib vastuvõtjate kokkupuude ainetega olla kohapealsest muutlikkusest tingituna hootine ning tuua kaasa teistsuguse reaktsiooni kui see, mida võiks oodata saasteaine kontsentratsiooniga pideva pikaajalise kokkupuutumise korral. Teatavates liikumisvõimelistes organismides võivad mõne aine keskkonnakvaliteedi standarditega samaväärsed ja neid ületavad kontsentratsioonid tingida organismi tasandil surmava või peaaegu surmava mõju asemel selle kontsentratsiooni vältimise. Sel juhul võib kontsentratsiooni ökoloogiliseks mõjuks olla pigem elupaiga mahajätmine kui laboratoorses toksilisuse uuringus esitatud lõpptulemused. Sellised kaalutlused on asjakohased ka mittepaikest liikide rände võimaliku kahjustamise arvestamisel. Mõned vastuvõtjad võivad esineda üksnes hooajaliselt, kui kontsentratsioonid ümbritsevas keskkonnas on heite keskkonda laskmise hooajalisusest või looduslikest muutustest tulenevalt väikesed. Peale selle võivad mõned vastuvõtjad puududa olemasoleva reostuskoormuse tõttu, millega vee raamdirektiivi meetmeprogrammide raames tegeletakse, ning seega võivad nad lähitulevikus ilmuda ning neid tuleb arvesse võtta.

Keskkonnakvaliteedi standardite ületamisest tingitud elupaikade mahajätmine võib kahjustada selliseid vees elunevate liikide populatsioone, kellel on elupaiga suhtes kindlad nõuded (nt teatavad vastsete paiknemis- ja kasvukohad, täiskasvanute munemispaijad jne), ning kahandada seega kohalike populatsioonide arvukust ja ökosüsteemide terviklikkust. Selliseid juhtumeid tuleb mõnikord põhjalikult uurida.

d. Mõju tähtsuse määramine

See hinnang hõlmab kõiki vastuvõtjate kaitset käsitlevaid asjaomaseid õigusnorme ning kui see on asjakohane, võetakse selles arvesse organismide kaitset, ökosüsteemide toimimist, inimeste tervist, ärihuvide kaitset, keskkonna muid kasutusviise jne, samuti käsitletakse Natura 2000 alade terviklikkuse nõuetekohast kaitset, kaitstud liikidega seotud huvisid vesikonna majandamiskava kaitsealade registri teisi aspekte jne. Vastuvõetava segunenemiskiirkonna ulatus (mõõdetuna ruumis ja ajas) võib sõltuda kavandatavas segunenemiskiirkonnas prognoositud või täheldatud mõjude laadist. Seega on segunenemiskiirkonnad, kus probleemsete saasteainete prognoositud kontsentratsioon võib tuua kaasa surmava või peaaegu surmava mõju, märkimisväärselt väiksemad segunenemiskiirkondadest, kus mõju piirdub ebaolulise mittesurmava reaktsiooniga või mittekriitilise elupaiga mahajätmisega⁸. Alati tuleb lähtuda ettevaatusprintsipist.

Siinkohal on asjakohane võtta arvesse, kas segunenemiskiirkond hõlmab heite keskkonda laskmise koha lähiümbrust ja on sellega proportsionaalne, kusjuures kõnealuseid kaalutlusi ei saa iseloomustada järgalt ega üksnes ruumiliselt, ajaliselt ja statistiliselt. Mõnel juhul (nt teatavate rannikuvete või üleminekuvete puhul) võib olla iseenesestmõistetav, et ala, kus keskkonnakvaliteedi standardeid ületatakse, paikneb heite keskkonda laskmise koha läheduses ja on sellega proportsionaalne, samas kui väikese suudmeala puhul on samaväärsete mõõtmetega ala iseenesestmõistetavalt vastuvõetamatu. Keskkonda lastava konkreetse heite vastuvõetavuse kaalumisel on asjakohane vaadata üle ka ümbritseva keskkonna kontsentratsioonide tähtsus (looduslike kontsentratsioonide ja muudest inimtegevusega seotud allikatest tingitud muutuste koondmõju). Kui ümbritseva keskkonna kontsentratsioonid lähenevad keskkonnakvaliteedi standardite piirmääradele, on teatava reostuskoormuse keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määr märkimisväärselt suurem kui ümbritseva keskkonna väga väikeste kontsentratsioonide puhul. Seepärast tuleb segunenemiskiirkonna määramisel hoolikalt tagada, et see ei takistaks veekogu kui terviku hea seisundi saavutamist. Mitme heitvee käsitlemist on põhjalikumalt arutatud 12. peatükis.

e. Looduslikud taustakontsentratsioonid

Metallide ja nende ühendite puhul võivad liikmesriigid looduslike taustakontsentratsioone arvesse võtta kooskõlas direktiivi 2008/105/EÜ I lisa B osa punktiga 3 (vt viide 16(27), lk 6). Selliste väärtuste kindlakstegemine konkreetsetel juhtudel ja looduslike taustakontsentratsioonide arvestamise täpne viis jääb väljapoole käesolevate suuniste käsitusala. Mõnel juhul võivad looduslikud taustakontsentratsioonid olla siiski peamine keskkonnakvaliteedi standardite ületamise põhjus. Taustakontsentratsioonide väärtusi võib kindlasti arvestada astmetel 2–4⁹.

f. Keskkonnakvaliteedi standardite ületamise ulatuse vastuvõetavuse määramine

Keskkonnakvaliteedi standardite ületamise ulatus, mida reguleeriv asutus teatavas veekogus vastuvõetavaks peab, sõltub järgmisest:

- standardite ületamise määra muutumine ruumis ja ajas;

⁸ Suurimat lubatud kontsentratsiooni käsitlevate keskkonnakvaliteedi standarditega (MAC-EQS) seotud segunenemiskiirkondade ulatuse ja aasta keskmist kontsentratsiooni käsitlevate keskkonnakvaliteedi standarditega (AA-EQS) seotud segunenemiskiirkondade ulatuse kohta on võimalik kehtestada eraldi suunised, ent praktikas ei pruugi nende kahe eristamine olla vajalik ning esialgu võib olla asjakohasem käsitleda ökosüsteemide ja organismide reaktsioone ning nende kasutusviiside kahjustamist terviklikumalt. Kui MAC-EQSid on sätestatud ELi tasandil, võib olla vaja neid konkreetselt arvesse võtta.

⁹ Täpsemat teavet taustakontsentratsioonide kohta leiab lisas 17.5 ja aadressil <http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/index.php>.

- mil määral ületavad kontsentratsioonid keskkonnakvaliteedi standardeid;
- ületamisest tuleneva võimaliku kahjuliku mõju laad ja ulatus.

Kui kõik prognoositud mõjud loetakse vastuvõetavaks, võib ka vastavat keskkonnakvaliteedi standarditega ettenähtud kontsentratsioonide ületamise määra vastuvõetavaks pidada ja määrata segunemispiirkond.

Heite keskkonda laskmise lubamisel võib (või peab) pädev asutus kehtestama loatingimused tagamaks, et heite keskkonda laskmine on kooskõlas kindlaksmääratud heitkoguste ja hinnatud ümbritsevate tingimustega. Enamasti eeldatakse, et segunemispiirkonna ulatus ei ole ruumiliselt, ajaliselt ja statistiliselt rangelt kvantifitseeritud, vaid see tuleneb pigem heite keskkonda laskmise koha suhtes kehtestatud piirangutest ning nende vastavusest ümbritseva keskkonna tingimustele ja ümbritsevas keskkonnas toimuvatele protsessidele.

Direktiivi 2008/105/EÜ kohaselt ei pea liikmesriigid määratud segunemispiirkondade ulatust ei eraldi ega kokkuvõtlikult dokumenteerima, vaid kirjeldama selliste piirkondade määramisel kasutatud lähenemisviise ja meetodikat ning segunemispiirkondade ulatuse edaspidiseks vähendamiseks võetud meetmeid.

Mõnel juhul võib pädev asutus lugeda heite vastuvõetavaks vesikonna majandamiskavas kehtestatud meetmete tõttu, mis mõjutavad muude segunemispiirkondade ulatust või ümbritseva keskkonna kontsentratsioone ning ilma milleta ei oleks asjaomane kavandatud segunemispiirkond vastuvõetav. Kuigi selliste otsuste tegemisel tuleb arvestada eespool kirjeldatud tegureid, avaldavad mõju ka vee raamdirektiivis sätestatud vesikonna majandamiskavaga seotud laiemad kaalutlused.

Selleks, et olemasolevaid vahendeid hindamisel parimal võimalikul viisil kasutada, võivad pädevad asutused 2. astme hinnangutes vastuvõetava ulatuse määramisel üldiselt lähtuda nn vaikimisi kriteeriumitest. Arvestades Euroopa vete erinevusi, ei ole võimalik kehtestada kõikide veekogu liikide suhtes kohaldatavaid vaikeväärtusi. Hindamiseks võivad pädevad asutused veekogu liigi, valgalapiirkonna või mõlema kombineerimise põhjal kehtestada ise asjakohased väärtused. Teise võimalusena võivad pädevad asutused leida, et hindamismeetodite kohaldamisel suudavad nad segunemispiirkonna ulatuse kriteeriumid määrata iga juhtumi puhul eraldi. Selliste ettevaatusprintsipiil põhinevate ulatuste määramist võiks olla võimalik vastavalt veekogu suurusele teataval määral kohandada. Ühte sellist lähenemisviisi võiks rakendada näiteks jõgede ja kitsaste suudmealade suhtes (AA (*annual average*) osutab aasta keskmisele ja MAC (*maximum allowable concentration*) maksimaalsele lubatud kontsentratsioonile):

- hindamisel võib vastuvõetavaks pidada voolusuunas asuvat AA [MAC] ületavat ala suurusega $X_{AA} * W$ [$X_{MAC} * W$], kus X_{AA} ja X_{MAC} on asjakohased arväärtused ja W veekogu laius (meetrites).

Mõnes liikmesriigis, sealhulgas Taanis, piirdub segunemispiirkonna ulatus vaid esialgse lahjenemise ala lähema ümbrusega. Rannikuvetes on see 50–100 m heite keskkonda laskmise kohast. Teistes liikmesriikides on vastuvõetava segunemisala maksimaalne ulatus proportsionaalne veekogu laiusega ja piiratud kindla maksimumväärtusega. Näiteks Madalmaades on kemikaali vastuvõetava segunemispiirkonna maksimumpikkus (L) lineaarsetes veekogudes proportsionaalne veekogu laiusega ja võrdub $10 * W$ (laius), kusjuures maksimumväärtus on 1000 m. Rannikuvetes kasutatakse maksimaalset mahtu. Sügavates

rannikuvetes on see pikkus (L) 150 meetrit. Austrias piirdub pikkus (L) kuni 100 m laiuste veekogude puhul 1000 meetriga ning veekogude puhul, mille laius (W) ületab 100 m, on pikkuseks $10 \cdot W$.

Tagamaks, et keskkonnakvaliteedi standardite ületamine ei kahjusta veekogu kui terviku kvaliteeti ja et segunemispiirkonna ulatus piirdub heite keskkonda laskmise koha lähema ümbrusega, on 2. astmel soovitatav rakendada ettevaatusprintsipi, nii et keskkonnakvaliteedi standardite ületamise ulatus, mille võib ilma täiendava hindamiseta vastuvõetavaks lugeda, oleks jõgedes kas $10 \cdot W$ (jõe laius) või 1 kilomeeter, olenevalt sellest, kumb on väiksem, ja tingimusel, et segunemispiirkonna ulatus ei ületaks 10 % veekogu kogupikkusest. Mitme heitveekäsitlemist on põhjalikumalt vaadeldud 12. peatükis.

6. SEGUNEMISPIIRKONDADE MÄÄRAMISE TEADUSLIK JA REGULATIIVNE TAUST

6.1. Regulatiivne taust

Heitveele ja Euroopa suublatele omane keerukus ja muutlikkus tähendab seda, et kui pädev asutus otsustab segunemispiirkonnad kasutusele võtta, on nende määramisel soovitatav rakendada kohandatud lähenemisviisi.

Ehkki enamik otsuseid tehakse minimaalsete ressurssidega, on siiski soovitatav välja töötada ka sellised segunemispiirkonna vastuvõetavuse kriteeriumid, mis käsitlevad iga juhtumit eraldi.

6.2. Mitmesugused tegurid

Mis tahes heitveega võidakse veekogusse viia mitmeid probleemseid saasteaineid. Igaüks neist võib vajada kaalumist ning arvessevõetavad tegurid sõltuvad konkreetsest astmest, kusjuures iga järgneva astme puhul tuleb mängu rohkem tegureid. Probleemse saasteaine segunemispiirkonna hindamine viiakse tavaliselt lõpule aga siis, kui kontsentratsiooni ja keskkonnakvaliteedi standardi suhtarv on suurim.

Euroopas tuleb ette erinevaid olukordi alates ühe, mõnest liitrist sekundis koosneva heite laskmisest väikestes, üksnes mõne meetri laiustesse vooluveekogudesse kuni mitme heite (vooluhulgaga näiteks $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) laskmiseni rannikuvettesse. Mis tahes punktreostusallikad võivad muuta ainete ruumilist ja ajalist jaotust suublas. Need muutused on osaliselt tingitud keskkonda lastavast heitekoormusest ja osaliselt heitest tulenevast veevoolu muutumisest veekogus. See võib teataval määral muuta paikset veevoolu ja ka segunemisomadusi asjaomasest veekogus.

Pärast keskkonda laskmist hajub reostuskoormus suublas ning sõltuvalt asjaomasest ainest võib see kas:

bioloogiliselt laguneda;

keemiliselt reageerida;

sette- ja vesifaasi vahel jaguneda;

lenduda ja komplekseeruda või muul viisil muutuda.

Sellised protsessid võivad mõjutada veekeskkonda jääva aine kogust, selle jaotumist kõnealuses keskkonnas ja bioloogilist kättesaadavust organismidele.

Ühesuunalise voolu puhul jääb keskkonda lastud heite mõjupiirkond päri voolu, kuigi teatava kontsentratsiooni samajoone ulatus päri voolu suunas ja risti üle jõe võib aja jooksul märkimisväärselt muutuda, tulenevalt näiteks jõevoolu, heitevoo ja kontsentratsioonide muutumisest, tuulest, hooajalistest või ööpäevastest muutustest ümbritseva keskkonnakontsentratsioonides jne. Väikese ümbritseva vooluhulgaga vetesse lastavate heidete puhul on võimalik, et heite mõjupiirkond ulatub ka vastu voolu.

Veekogudes, kus veevool ei ole ühesuunaline, on mõjupiirkonna asukoht heite keskkonda laskmise koha suhtes aja jooksul muutuv. Seetõttu võib pikaajaline keskmine jääda keskkonda laskmise koha ümbrusse ning erineda üsna suurel määral teataval hetkel esinevast kontsentratsiooniväljast. Seega muutuvad kontsentratsioonivälja samajooned ja tasemepinnad ajas paratamatult ja iga juhtumi puhul erinevalt.

1. ja 2. astmel ning eeskätt juhul, kui kasutatavad andmed on piiratud, on paljude probleemsete saasteainete puhul mõistlik eeldada, et tegemist on nn konservatiivsete ainetega (st nad ei lagune ega kao), kuigi selliste eelduste paikapidavust tuleb iga konkreetse hinnangu kontekstis hoolikalt kaaluda. Ainete puhul, mille poolestusaeg vesifaasis on mitu tundi, võib olla asjakohane eeldada konservatiivset käitumist lühiajalise heitevoo hindamisel, samas ei ole see asjakohane juhul, kui kaalutakse võimalust, et see aine koguneb mitme päeva jooksul muutuva veevooluga loodetealale

6.3. Seire ja modelleerimine

Seire ja modelleerimise tugevaid ja nõrku külgi on oluline mõista ning neid saadud tulemuste tõlgendamisel arvesse võtta.

Seire: kuigi kontsentratsiooni jaotumist suublas on põhimõtteliselt võimalik mõõta igas kohas ja igal ajahetkel, tuleb tegelikkuses võtta proove ja neid seejärel laboris analüüsida. Tavaliselt piirduakse seireprogrammides üks kord kuus ühes punktis võetavate proovidega (vt nt ühise rakendamisstrateegia suunis nr 7). Seega on teave tegeliku jaotumise kohta paratamatult piiratud ja seireprogrammi tulemused annavad tegelikule aasta keskmisele üksnes ligikaudse hinnangu, mida keskkonnakvaliteedi standardi väärtusega võrrelda. Kindlustunnet aitab suurendada teatavates kohtades liitproovide võtmine, millest saab koostada seal aja jooksul esinevate keskmiste kontsentratsioonide representatiivse proovi (vähemalt konservatiivsete ainete puhul), kuigi selle tulemusel jäävad arvestamata antud kohas aja jooksul toimuvad muutused. Parim lahendus oleks teostada pidevat seiret, ent see on nii kulukas, et ei pruugi olla võimalik.

Modelleerimine: modelleerimine seevastu võib mitme lihtsustava eelduse kohaldamisel pakkuda ruumis ja ajas esinevate kontsentratsioonide pidevat prognoosi. Näiteks enamiku kasutatavate mudelite puhul püütakse prognoosida keskmisi tervikkontsentratsioone (st ruumilisi ja ajalisi keskmisi kontsentratsioone ettenähtud kohas, mis esineksid vooluväljas mitmel ajahetkel), st leida tegelikkuses esinevate turbulentsete kõikumiste keskmine väärtus (vt Rutherford J.C., (1994) lk 15). Kuigi väljatöötamisel on mudelid, mille abil suudetakse prognoosida kontsentratsioonide väiksemõõtmelistest turbulentsetest kõikumistest tulenevat tihedusfunktsiooni, ei ole need tegelikult kasutamiseks veel sobivad.

Kõikide uute mudelite väljatöötamisega peab kaasnema nõuetekohane kalibreerimis- ja kontrollisüsteem. Samuti tuleb mõista, et mudelid nõuavad kõrge kvaliteediga andmesisendit.

Kohapealsete tähelepanekute tulemuste tõlgendamisel tuleb arvestada kontsentratsioonide kohapealset kõikumist. Enamikul juhul hõlmab proovivõtt suhteliselt väikest arvu kontsentratsiooniväljast võetud proove ega pruugi seepärast iseloomustada mitmesuguseid tegelikkuses esinevaid turbulentside kõikumisi.

Seirenõuded

– Direktiivi 2000/60/EÜ alusel kehtestatud programmid

Vee raamdirektiivi artikkel 8 on aluseks valguga seotud üldist kavandamisprotsessi toetavate seiresüsteemide loomisele. Need süsteemid peavad andma sidusa ja põhjaliku ülevaate iga valgapiirkonna ökoloogilisest ja keemilisest seisundist. Kokkuvõttes annavad kontrollseireprogrammid korrapäraselt kõrgetasemelise ülevaate üldisest kvaliteedist, mis omakorda annab teavet operatiivseireprogrammi koostamiseks. Operatiivseireprogrammi kasutatakse selliste veekogude seisundi kindlaksmääramiseks, mille puhul eesmärkide täitmine on kaheldav. V lisas on esitatud selliste programmide koostamise juhised. Kuigi kontrollseiresüsteemi eesmärk on pakkuda korrapäraselt ülevaadet üldisest kvaliteedist, võivad tegelikult kõik vee raamdirektiivi kohased seiresüsteemid anda pädevale asutusele lisaandmeid, mida võtta arvesse segunemispriirkondade kaalumisel.

– *Representatiivsete seirepunktide valik*

V lisa kohaselt (punkt 1.3.2) peavad liikmesriigid jälgima (operatiivseire) veekogusid, kuhu juhitakse punktreostusallikatest prioriteetseid aineid või prioriteetseid ohtlikke aineid, ning muid veekogusid, mille puhul artikli 4 eesmärkide täitmine on kaheldav. Nende veekogude puhul, mida ohustab märkimisväärne reostuskoormus punktreostusallikatest, tuleb igas veekogus määrata piisav arv seirepunkte punktreostusallika ulatuse ja mõju hindamiseks.

Segunemispriirkondi käsitlevad otsused tuginevad seireandmetele. Juba keskkonda lastavate heidete puhul rakendatav lähenemisviis erineb ilmselgelt uute või kavandatavate heidetega seotud lähenemisviisist, sest andmed olemasolevate heitvete või heitevoogude kohta on kättesaadavad. Viimasel juhul on kasutada aga üksnes ümbritsevat keskkonda käsitlevad andmed.

Kui veekogule mõjub reostuskoormus mitmest punktreostusallikast, võib seirepunktid valida nii, et saaks hinnata kogu reostuskoormuse ulatust ja mõju. Seiret on soovitatav teha üks kord kuus, kuid seda võib kohandada nii, et muutlikkust arvesse võttes oleks tagatud piisav kindlustunne.

Keskkonnakvaliteedi standardite direktiivi (2008/105/EÜ) kohaselt ei tohi üheski representatiivses seirepunktis tehtud tähelepanekute aritmeetiline keskmine ületada AA-EQSi. Kuigi väljendit „representatiivne” ei ole määratletud, viitab see sellele, et veekogu vastab keskkonnakvaliteedi standarditele üksnes juhul, kui neile vastavad kõik sealsed esinduslikud seirepunktid.

Representatiivsuse küsimust ei saa alati lahendada rangete ruumilise ulatuse kriteeriumite väljatöötamise kaudu ning arvesse võib olla vaja võtta:

- veekogu kolmemõõtmelisust;
- selle omaduste/vastuvõtjate, sealhulgas bioloogiliste, füüsikaliste ja keemiliste elementide ruumilist ja ajalist jaotust.

Mõnel juhul, eelkõige suuremate veekogude puhul, kus keskkonnakvaliteedi standardite ruumiline või ajaline ületamine on väike, võib olla selge, et veekogu tervikuna vastab nõuetele isegi juhul, kui mõni seirepunkt asub alas, kus keskkonnakvaliteedi standardid on ületatud. See võib osutada asjaolule, et seirepunkt asub asjaomase aine segunemispriirkonnas ja olukord vajab lähemat uurimist. Sellistel asjaoludel oleks pragmaatiline võtta seisukoht, et kõnealus(t)e aine(te) puhul ei ole antud seirepunkt enam representatiivne, kuigi see võib seda olla muude ainete puhul. Suundumuste analüüsi jätkamiseks võib siiski olla kasulik seirepunkt alles jätta, eriti juhul, kui asjaomast asukohta on vaatlusteks kasutatud pikka aega.

Sarnased kaalutlused võivad olla asjakohased ka kavandatava uue heite keskkonda laskmise korral, mis ei rikuks ühtegi muud vee raamdirektiivi nõuet, kuid mis toimuks sellises kohas, kus olemasolev kontrollseirepunkt jääks segunemiskiirkonna piiresse.

Kaalugem ka olukorda, mille puhul on jões mitu punktreostusallikat, mis kõik tekitavad keskkonnakvaliteedi standardeid ületavaid väikeseid alasid, hinnates seda nii terve suublaulatuse kui ka heitega seotud paikse mõju piiratud tähtsuse kontekstis. Operatiivseire juhisteiga oleks kooskõlas luua seirepunkt kõikidest eraldi segunemiskiirkondadest päri voolu. Sellises kohas vastaks segunemine seirepunktis keskkonnakvaliteedi standardile ning seda loetakse representatiivseks veekogu suhtes tervikuna.

Vaadake järele!

Viites 16(27), lk 8 on esitatud suunised mõõtmete kohta

- Veekogu määratlus (ühise rakendamisstrateegia suunis nr 2)

7. 0-ASTME HINNANG

0-astme eesmärk on määrata kindlaks, kas veekogusse lastakse heiteid, mille tulemusel võib probleemsete saasteainete kontsentratsioon ületada keskkonnakvaliteedi standardeid; astme võib jagada kaheks põhietapiks.

Esiteks kontrollitakse, kas heitvesi võiks sisaldada mõnda probleemset saasteainet. Kui see on nii, siis järgmise sammuna kontrollitakse, kas asjaomase aine kontsentratsioon ületab keskkonnakvaliteedi standardit. See võib hõlmata seire kohaldamist, ent oluline on mõista, et lähtuda tuleb direktiivi 2000/60/EÜ kohasest riskipõhisest lähenemisviisist ning seepärast ei nõuta käesolevate suunistega liikmesriikidelt mitte kõikide saasteainete, vaid üksnes asjaomase protsessiga keskkonda viidavate ainete punktreostusallikate seiret.

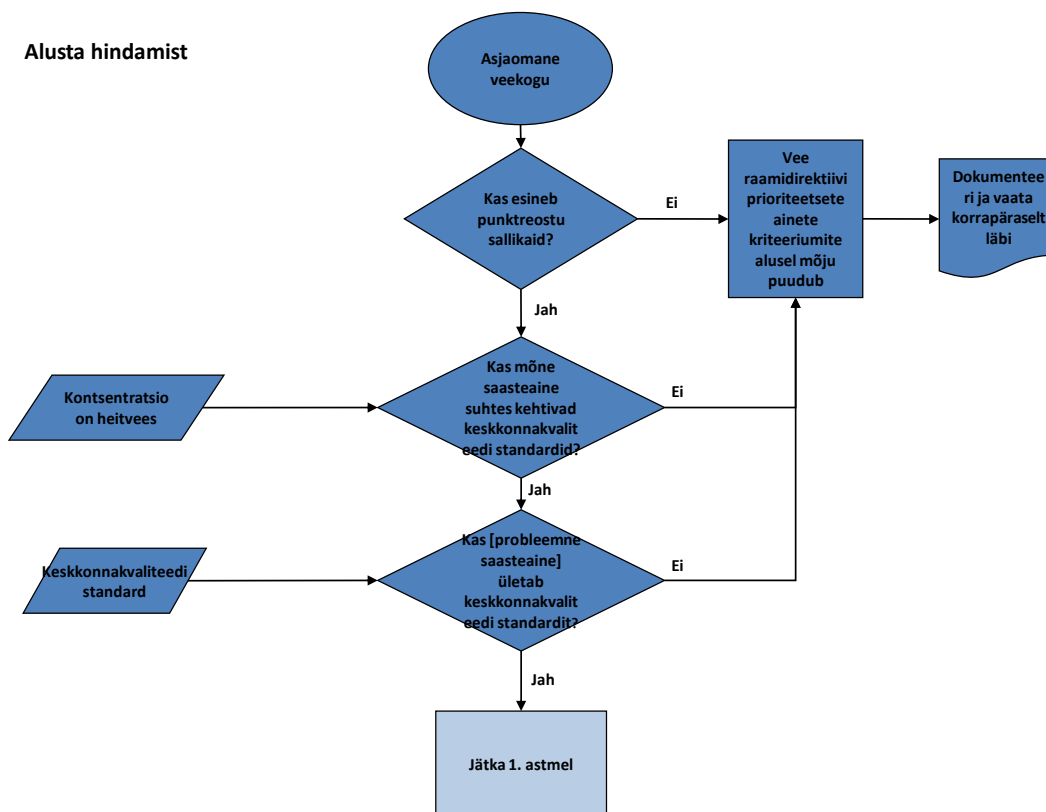
Veekogu keemiline seisund määratakse kindlaks ühise rakendamisstrateegia suunises nr 7 (vee raamdirektiivi kohane seire) kirjeldatud menetluste abil. Kui uurimise tulemusel avastatakse ühe (või mitme) direktiivis 2008/105/EÜ määratletud keskkonnakvaliteedi standardi ületamine, on soovitatav uurida kõiki heiteid, mis võivad sisaldada probleemseid saasteaineid, ning alustada tuleks segunemiskiirkonna määramise menetlust. Kui standardite ületamine ei leia tõestust, ei ole vaja seda teha. Uute või kavandatavate heidete puhul ei ole sellised andmed aga kättesaadavad. Sellisel juhul peaks pädev asutus püüdma heites sisalduvate saasteainete taseme kindlaks määrata heite keskkonda juhtijaga peetava dialoogi kaudu, et oleks võimalik anda esialgne hinnang.

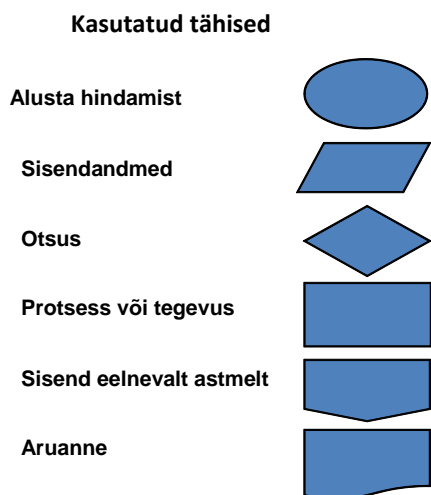
Allpool esitatud 0-astet käsitlevas diagrammis tähendab kast „Kas esineb saasteaineid, mille suhtes kehtivad keskkonnakvaliteedi standardid?” seda, et heitvesi sisaldab vähemalt ühte probleemset saasteainet, mille suhtes kohaldatakse keskkonnakvaliteedi standardit; see põhimõte võeti algselt vastu direktiivi 76/464/EÜ alusel (vt lähemalt jagu 7.1 allpool).

Samuti tuleb mõista, et keskkonnakvaliteedi standardit väljendatakse kontsentratsioonina konkreetses maatriksis ja konkreetse aja jooksul (nt aasta keskmine) ning seega võib pädeval

asutusel osutada vajalikuks vaadelda heitvett käsitlevaid statistilisi andmeid. Näiteks kui asjaomase aja jooksul esineb perioode, mille vältel hetkeline kontsentratsioon heitvees ületab suurima lubatud kontsentratsiooni suhtes kehtestatud keskkonnakvaliteedi standardit (MAC-EQS), kuid aasta keskmine kontsentratsioon heitvees jääb allapoole aasta keskmise kontsentratsiooni suhtes kehtestatud keskkonnakvaliteedi standardit (AA-EQS), peab pädev asutus otsustama, kas jätkata kõnealuse kontsentratsiooni käsitlemist 1. astmel või jätta see 0-astmel edasisest kaalumisest kõrvale.

0-aste: keskkonnakvaliteedi standardit ületava heite olemasolu





7.1. Probleemse saasteaine võimalik sisaldus heites

Kõnealune põhimõte töötati välja selleks, et määrata kindlaks need keskkonnaheited, mis sisaldavad eristatavaid kontsentratsioone piisavalt sageli, et segunemiskiirguse määramine võiks olla asjakohane. **Selle eesmärk on ennetada võimaluse korral vajadust täiendava seire järele.** Euroopa on selle lähenemisviisi rakendamisel märkimisväärsed praktilised seadusandlikud kogemused ning käesolevate suuniste tähenduses võib heitvesi sisaldada probleemset saasteainet juhul, kui:

Test 1

- a) seda on lubatud lasta heite keskkonda laskmise kohast vastuvoolu asuvasse kanalisatsioonivõrku;
- b) on teada, et see lisandub keskkonda laskmise kohast vastuvoolu asuvas kanalisatsioonivõrgus toimuva tegevuse tulemusel;
- c) on teada, et see lisandub heite keskkonda juhtija tegevuskohas;
- d) see tuvastatakse keemilise analüüsi tulemusel heitvees või keskkonda laskmise kohast vastuvoolu asuvas kanalisatsioonivõrgus või seal toimivas protsessivoos.

Selles lähenemisviisis kasutatakse heite keskkonda laskmise protsessi või asjaoludega seotud teavet. Kõnealuseid samme ei tuleks läbida järjestikku – need on neli erinevat viisi näitamaks, et heide võib sisaldada probleemseid saasteaineid. Seega, kui puudub alus arvata, et heites leidub probleemset ainet, ei ole ka põhjust teostada eespool punktis d osutatud seiret.

Heite seire aine tuvastamiseks võib olla vajalik juhul, kui:

- teadmisi protsessist (või vastuvoolu asuvas kanalisatsioonivõrgust) peetakse ebapiisavaks või

- veekogu tavapärase kontrollseire käigus avastatakse aine kontsentratsiooni suurenemine või
- veekogu operatiivseire käigus ilmneb, et asjaomane heide võib kontsentratsiooni suurenemisele kaasa aidata või
- eelnevad teadmised asjaomase veekogu reostuskoormusest (sealhulgas looduslikest protsessidest) ei ole piisavad, et kontsentratsiooni suurenemist selgitada.

Seega, kui:

- teadmised protsessi või vastuvoolu asuva kanalisatsioonivõrgu kohta ei anna põhjust eeldada, et heitvesivõiks ainet sisaldada ja
- veekogu seire ei näita, et heite keskkonda laskmine võib tõsta kontsentratsioone asjaomases veekogus,

ei ole põhjust heidet kõnealuse aine osas kontrollida.

Kui heide ei peaks eespool toodud punktide a, b või c kohaselt probleemset ainet sisaldama, siis loetakse, et see ei sisalda ainet ka punkti d alusel, tingimusel et heite keskkonda juhtija:

Heite keskkonda juhtijatega seotud test d1

- a) laseb heitvee samasse veekogusse, millest see algselt võeti, ja
- b) ei vii võetud vette probleemse saasteaine täiendavaid koguseid.

Seega samast veekogust võetud ainete tagasilaskmist ei käsitata käesoleval juhul heitena (nt ühekordselt kasutatava veega jahutussüsteemid).

Seoses sellega, kas heites sisalduvad kontsentratsioonid ületavad asjaomase süsteemi puhul kvantifitseeritavat taset (direktiiv 2009/90/EÜ), on tähtis pöörata tähelepanu nende kontsentratsioonide muutlikkusele. Kui kehtib mõni testi 1 punktidest a–c, võib heitvesi sisaldada probleemset saasteainet isegi juhul, kui seda ei ole heite seire käigus tuvastatud. Punkti d puhul aga loetakse, et heide võib probleemset saasteainet sisaldada üksnes siis, kui ollakse 95 % ulatuses veendunud, et selle kontsentratsioon heitvees ületab kvantifitseeritavat taset 10 % hindamisperioodi jooksul¹⁰.

Tuleb arvestada võimalust, et heitvesi võib ainet sisaldada, kuid samas ollakse veendunud, et aine kontsentratsioon heites on AA-EQS või MAC-EQSi väärtustest väiksem (ja seega ei ole põhjust täiendavalt kaaluda segunemispiirkonna määramist).

Kõnealuse testi sisendandmeid hõlmava kasti „Kontsentratsioon heitvees” puhul tuleb kaaluda ka eespool kirjeldatud testi 1 punkte a–d (ja seotud testi d1). Kui tuginetakse punktile d, peab keskkonnakvaliteedi standardit ületava probleemse saasteaine kontsentratsiooni tõlgendamisel kehtima 95 % statistiline usalduspiir.

¹⁰ Ühendkuningriigi keskkonnaameti suunistes on esitatud tabel selle kohta, mitu korda tuleb usaldusväärse statistilise baasi tagamiseks ainet teatavas arvus proovides leida. Seal antakse nõu ka valimi esinduslikkuse kohta.

Pädev asutus peab arvesse võtma ka muud piisavalt usaldusväärset teavet selle kohta, et kuigi heide võib ainet sisaldada, võib siiski kindel olla, et selle kontsentratsioon on piisavalt suure osa ajast (nt 90 %) asjaomasest keskkonnakvaliteedi standardist väiksem. Selline teave võib hõlmata järgmist:

- rajatise tavapärasest protsesside ja/või kasutatava heitkoguste vähendamise tehnoloogia tõhusus (nt reoveepuhasti puhul on peamiseks allikaks asjakohased parima võimaliku tehnika viitedokumendid – Euroopa saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli büroo, eippcb.jrc.ec.europa.eu);
- asjaomase heitvee varasemad mõõtmised ja teadmine, et asjaoludes (lähteained, protsessid, kanalisatsioonivõrgu arendamine) ei ole toimunud olulisi muutusi, mis oleksid piisavad heitvees sisalduvate kontsentratsioonide suurendamiseks;
- teadmised samasuguste heitvete kohta (nt andmed teiste rajatiste/protsesside kohta), mis on piisavalt sarnased, et tagada asjaomase heites puhul heitvees sisalduvate kontsentratsioonide osas piisav kindlustunne;
- asjakohased laboriuuringud või materjalide iseloomustamise uuringud.

Kui leitakse, et heitvesi ei sisalda ainet, või ollakse veendunud, et kuigi see võib ainet sisaldada, on heitvee omadused (st kontsentratsioone käsitlevad statistilised andmed) sellised, et vastava segunemiskiirkonna määramine ei ole asjakohane, peaks pädev asutus oma seisukoha dokumenteerima ning asjaomase aine segunemiskiirkonna määramisest loobuma. Muudel juhtudel jätkatakse hindamist 1. astmel.

7.2. Kas probleemse saasteaine kontsentratsioon ületab keskkonnakvaliteedi standardit?

Enne otsuse tegemist on mõistlik kaaluda asjaomase katse käigus saadud statistilisi andmeid. Soovitav on tagada piisav kindlustunne (näiteks 90 %) selle kohta, et aine kontsentratsioon heitvees ületab AA-EQSi või et aine maksimaalne kontsentratsioon heitvees ületab MAC-EQSi.

8. 1. ASTE – ESIALGNE HINDAMINE

1. astme eesmärk on anda kiire hinnang sellele, kas 0-astmel kindlaksmääratud heidetele tuleks pöörata suuremat tähelepanu. See on kavandatud nii, et jätta lihtsate testide põhjal välja kõik ebaolulised keskkonnaheited.

Potentsiaalselt kvaliteediprobleeme tekitavate heidete (mille puhul tuleb hinnata segunemiskiirkondasid) ja mitteprobleemsete heidete eristamise kriteeriumid on esitatud viites 16(27), lk 9.

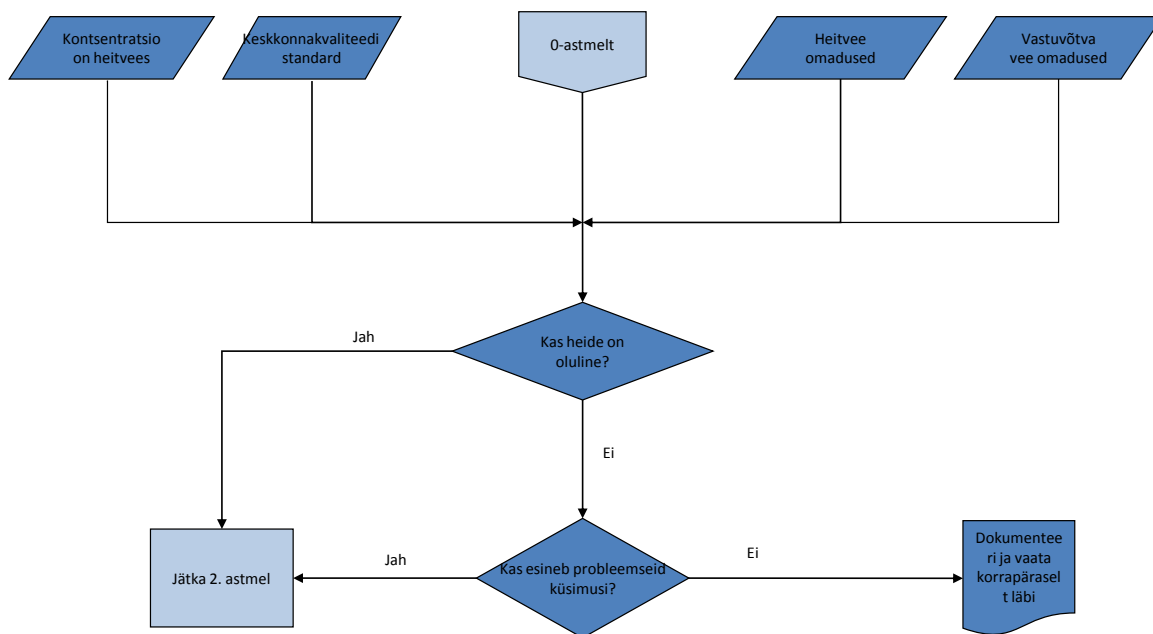
Jõgedesse, järvedesse, üleminekuvetesse ja rannikuvettesse lastavate heidete kohta on esitatud veel neli skemaatilist diagrammi. Jõgede ja muude vete puhul kasutatavad testid peavad olema erinevad, kuna viimasel juhul ei pruugi segunemiselaks olevate vete ulatusel olla praktiliselt mingeid füüsilisi piiranguid (või neid võib olla vaid osaliselt), samuti võib sealne hüdrodünaamika, näiteks veevoolu suuna muutumine, tingimuste muutlikkus jne olla palju keerulisem.

1. astme hinnangu eritunnuseks on see, et hindamise käigus ei ole vaja üksikasjalikult hinnata keskkonnakvaliteedi standardi ületamise määra. Seega piisab sellest, kui 1. astme protsessi teostamine dokumenteeritakse. Keskkonnakvaliteedi standardi ruumilise ja ajalise ületamise esialgset määra ei ole vaja täpsustada.

Olulisuse kriteerium

Vastavalt allpool esitatud üldisele diagrammile peab pädev asutus hindama, kas keskkonda lastav heide on oluline. Selle hinnangu hõlbustamiseks on koostatud eri liiki ja suurusega veekogude puhul kehtivate väärtuste maatriks. Teostatud uuringu põhjal on selge, et kanalite suhtes kehtivad künnised erinevad jõgede suhtes kehtivatest künnistest. Seepärast on tabelis 8.0 esitatud eraldi lähenemisviis jõgede ja kanalite jaoks (vt viide 16(27) lk 9-13). Seda meetodit kohaldatakse nii loodetest mõjutatud jõgede kui ka mageveejõgede puhul, kui kontsentratsiooni lubatud suurenemine on seotud asjaomase veekoguvooluhulga netoväärtusega. Viites 16(27), lk 14 on sätestatud järvede arvutuslikud künnised, ent on selge, et järvedes toimuvat segunemist ei saa prognoosida väga lihtsate mudelite põhjal. Seega palutakse pädevatel asutustel kohaldada 1. astmes järvede suhtes kehtivaid kriteeriume ettevaatusega ning kaaluda juhtumeid, mille puhul kahtlused säilivad, üksikasjalikumalt 2. või 3. astmel.

1. aste: esialgne sõelumine – üldine lähenemisviis



8.1. 1a astme hinnang – siseveekogud (jões ja kanalid)

Kokkuvõtte hindamisest

1a astme test jõgedesse lastava heite olulisuse määramiseks põhineb heite mõjul pärast täielikku segunemist. Sel etapil ei võeta asjaomase jõe taustakontsentratsioone üksikasjalikult arvesse. Vajalikud meetmed sõltuvad testi tulemusest.

Pädev asutus peaks tuginema tabelile 8.0 (ja/või viitele 16(27), lk 9–13) ning kui keskkonda lastava heite panus keskkonnakvaliteedi standardi väärtusesse pärast täielikku segunemist (terve protsessi panus) on väiksem kui kontsentratsiooni esialgne lubatud suurenemine asjaomasel vooluhulga vahemikus, siis võib heidet pidada ebaoluliseks ja selle suhtes ei ole vaja võtta lisameetmeid, olenemata vastuvoolu esinevast kontsentratsioonitasemest või asjaolust, et vette lastakse mitmeid heiteid.

Tabel 8.0: Kontsentratsiooni esialgne lubatud suurenemine pärast täielikku segunemist eri veeliikide puhul, mis vastab maksimaalse lubatud kontsentratsiooni ja keskkonnakvaliteedi standardiga seotud segunemiskiirkonna kriteeriumitele

Vee liik	Vooluhulga netoväärtus (Q90 vooluhulk) [m ³ /s]	Kontsentratsiooni esialgne lubatud suurenemine pärast täielikku segunemist protsendimäärana keskkonnakvaliteedi standardist ^{1,2,3}
 Mageveejõed ja loodetest mõjutatud jõed 		
Väike	≤ 100	4
Keskmine	100 < vooluhulk ≤ 300	1
Suur	> 300	0,5
Kanalid		
Väike	≤ 10	6
Keskmine	10 < vooluhulk ≤ 40	2,5
Suur	> 40	1

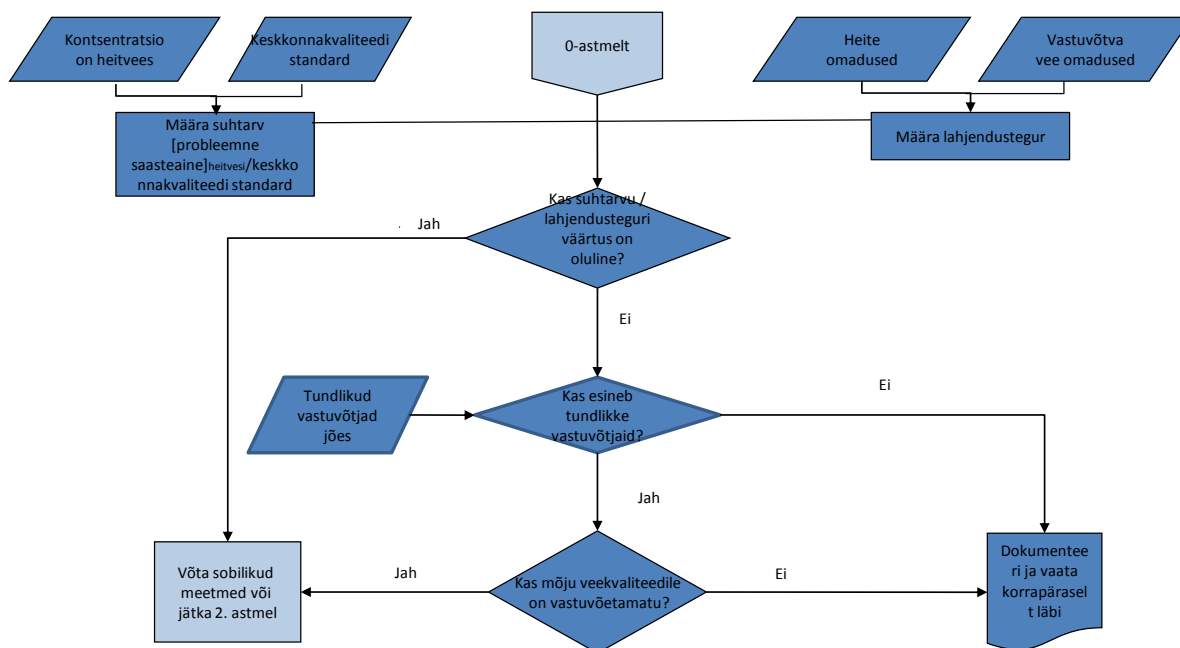
¹ Põhineb vooluhulgal netoväärtusel

² Kui kontsentratsiooni suurenemine pärast täielikku segunemist ületab tabelis 8.0 esitatud protsendimäära, tuleb jätkata selle kaalumist 2. või mõnel järgneval astmel.

³ 1. aste on hindamisel esimene filter, mille põhjal tehakse vahet ebaolulistel heidetel, mis vastaksid alati 2. astme heitekatse kriteeriumitele, ja muudel heidetel. Filtris kasutatavad kriteeriumid ei tohi tekitada olukorda, kus keskkonda lastav heide 1. astmel kõrvale jäetakse, kuid 2. astmel hindamise korral jõutaks järeldusele, et heide ei vasta 2. astme kriteeriumitele (heitekatse). Seepärast on asjakohane lähtuda halvimal võimalikust stsenaariumist.

Kui terve protsessi panus ületab kõnealuseid künniseid, ei saa keskkonda lastavat heidet pidada ebaoluliseks ning sel juhul tuleb võtta asjakohaseid meetmeid või jätkata heite hindamist 2. astmel.

1a aste: heited siseveekogudesse (jões)



Kogu protsessi panuse arvutamine¹¹

Kogu protsessi panus (PC) määratletakse järgmiselt:

$$PC = ([\text{probleemne saasteaine}]_{\text{heitvesi}} / DF),$$

$$\text{kus } DF (\text{lahjendustegur}) = (Q_{\text{jõgi}} + Q_{\text{heitvesi}}) / Q_{\text{heitvesi}}$$

Seda katset kasutatakse üksnes AA-EQSi puhul. Kui heite keskkonda laskmise loal on täpsustatud probleemse saasteaine maksimaalsed või 95-protsentiilile vastavad piirmäärad, siis võib arvutamisel kasutada seda väärtust. Muul juhul, kui heitvee kvaliteedi kohta on piisavalt andmeid, tuleks kasutada keskmist kontsentratsiooni. Katses tuleks kasutada heitvee keskmist vooluhulka ja jõe Q90 vooluhulka (vooluhulk, mida ületatakse 90% ajast).

(NB! Vt ka 10. peatüki 2. jagu, kus käsitletakse hooajalise veepuuduse tingimuste arvestamist).

Olulisuse test praktikas

¹¹ Siinkohal on tähtis valida kõige sobivam väärtus, kuna teataval asjaoludel võib tegelike registreeritud kontsentratsioonide ja vastavate loatingimuste vahel täheldada märkimisväärsed erinevusi. Sellel võib olla mitmeid põhjusi, sealhulgas lubade puudulik haldamine, kuid reoveepuhastitist pärineva heitvee puhul võib selline varu kajastada asjaolu, et ettenähtud koormust ei ole veel saavutatud.

1a astme hindamisprotsessis teostatava olulisuse testi (vt rombi „Kas suhtarvu/lahjendusteguri väärtus on oluline?“) eesmärk on määrata kindlaks keskkonda lastava heite osa keskkonnakvaliteedi standardi väärtuses pärast täielikku segunemist (kogu protsessi panus).

Kui kontsentratsiooni suurenemine pärast täielikku segunemist (kogu protsessi panus) on väiksem kui tabelis 8.0 esitatud protsendimäär keskkonnakvaliteedi standardist, on keskkonda lastav heide ebaoluline. Enne selle vastuvõetavuse lõplikku kinnitamist tuleks aga kindlaks teha, kas see võib kahjulikult mõjutada mõnda tundlikku ala (selleks peab heite keskkonda laskmine toimuma otse asjaomasel tundlikul alal või selle vahetus läheduses).

Kui vastuvoolu esinev kontsentratsioon juba läheneb keskkonnakvaliteedi standardile ning juhul, kui samasse veekogusse lastakse mitmeid heiteid, võib pädev asutus soovida lisaks 1a astmele või selle asemel hinnata heidete koondmõju, sõltuvalt sellest, kuidas muutub päriivoolu esinev kontsentratsioon täiendavate heidete, lisajõgede jms tõttu.

Sellisel juhul võib pädev asutus kaaluda võimalust jätkata asjaomase heite hindamist 2. või 3. astmel või terves valglas lubatavate heidetega seotud poliitika laiemalt läbi vaadata. Lisaks võib pädeval asutusel tekkida vajadus jätkata hindamist 2. astmel ka tundlike alade olemasolu tõttu.

Kas esineb tundlikke vastuvõtjaid?

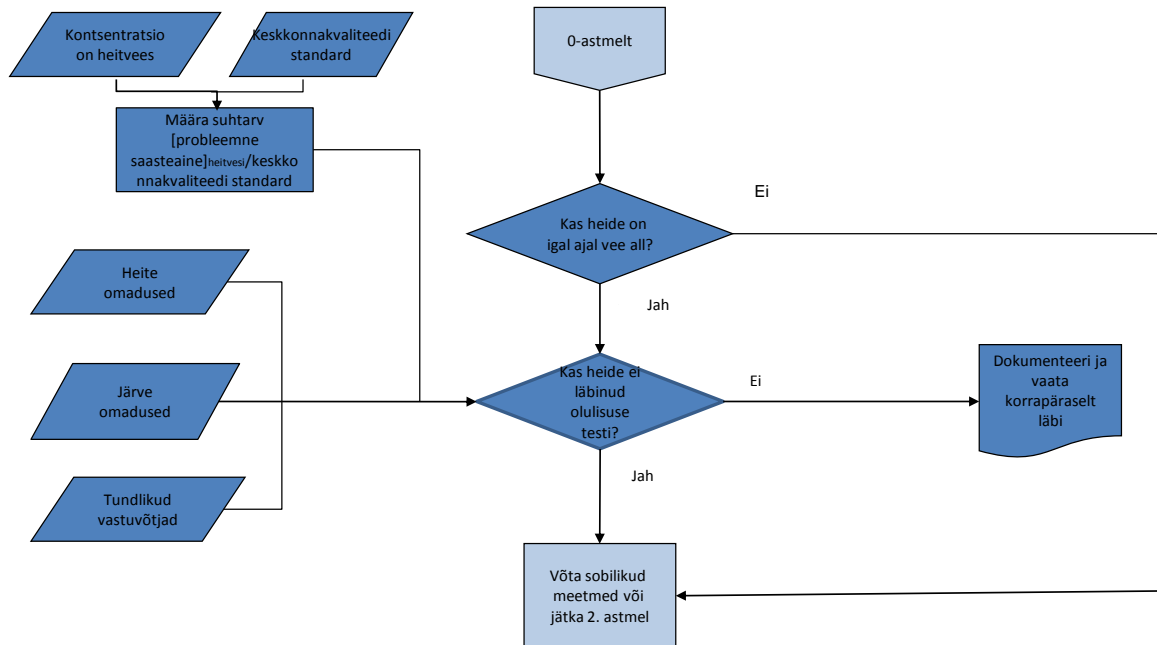
Kui tuvastatakse tundlik vastuvõtja (st vastuvõtja, mida probleemne saasteaine potentsiaalselt mõjutab ja mille puhul mõju olulisuse kindlaksmääramine võib segunemispiirkondade määramist käsitlevate eeskirjade tõttu olla teistsugune kui veekogu puhul tervikuna), võib tekkida vajadus kohandatud menetluse järele.

Kaaluda tuleb kahesuguseid juhtumeid:

- I kui tundlik vastuvõtja asub täieliku segunemise toimumise punktist päriivoolu ja
- II kui tundlik vastuvõtja asub täieliku segunemise toimumise punktist vastuvoolu, kuid heite keskkonda laskmise kohast päriivoolu.

Kui tundlik vastuvõtja asub täieliku segunemise punktist allavoolu, siis ei peaks keskkonda lastav heide kõnealust vastuvõtjat mõjutama ning tavaliselt võib seda pidada vastuvõetavaks. Juhtumeid, mille puhul tundlik vastuvõtja asub täieliku segunemise punktist ülesvoolu, kaalutakse harilikult täiendavalt 2. astmel, välja arvatud juhul, kui mõju ei avaldu tundlikule vastuvõtjale ilmselgelt seetõttu, et see asub jõe vastaskaldal (mis tähendab seda, et mõju kas puudub või kui see esinebki, siis on täielik segunemine juba toimunud).

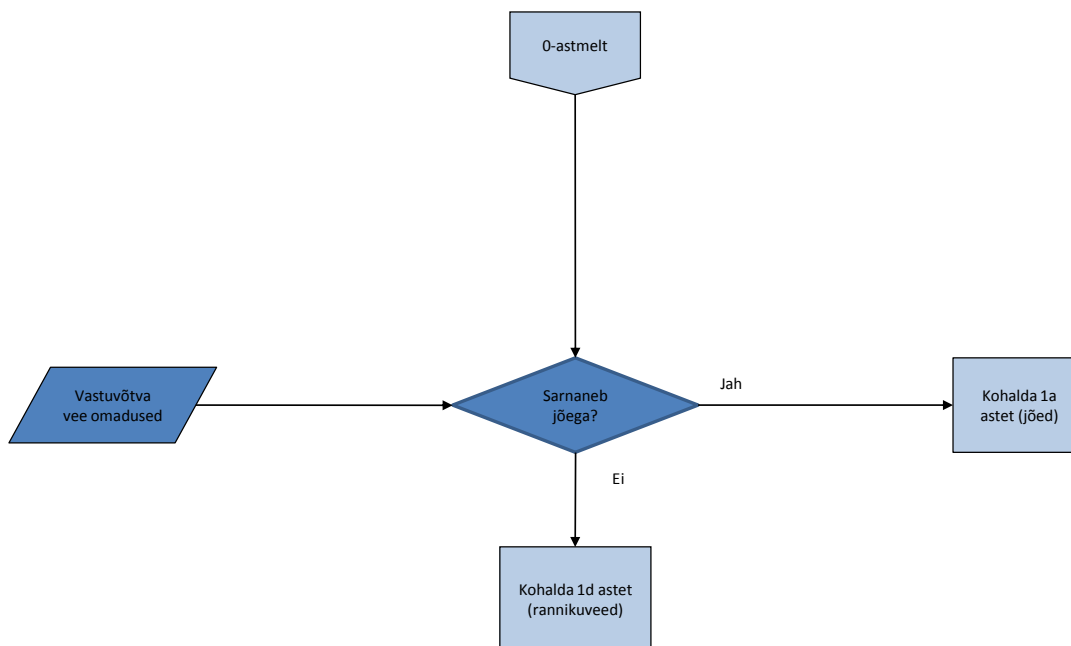
8.2. 1b astme hinnang – siseveekogud (järved)



Järvede puhul võib heite keskkonda laskmise korraldus ja väljalaske korraldamine olla eriti probleemne. Kui heide ei ole pidevalt vee all, **tuleb** määrata segunemiskiirkonna laad ja suurus.

Kuna järvede voolu ja seal toimuvat hajumist on väga raske üldiselt iseloomustada, on 1b astme toetamiseks õnnestunud välja töötada üksnes esialgne hindamisvahend. See on esitatud viites 16(27) lk 14–15. Nagu eespool mainitud, peavad pädevad asutused kasutama seda testi ettevaatusega, kuid ilmselgelt lastakse teatavatesse järvedesse ka selliseid piisavalt väikese reostuskoormusega heiteid, millest tulenevat keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määra võib pidada vastuvõetavaks ilma, et seda oleks vaja kvantifitseerida. Sellisel juhul võib pädeval asutusel väljapakutud testist otsuse tegemisel abi olla. Kui pädev asutus ei suuda üksnes reostuskoormuse põhjal vastuvõetavuse suhtes järeldusele jõuda, peaks jätkama hindamist 2. astmel.

8.3. 1c astme hinnang – muud pinnaveekogud (üleminekuveed)

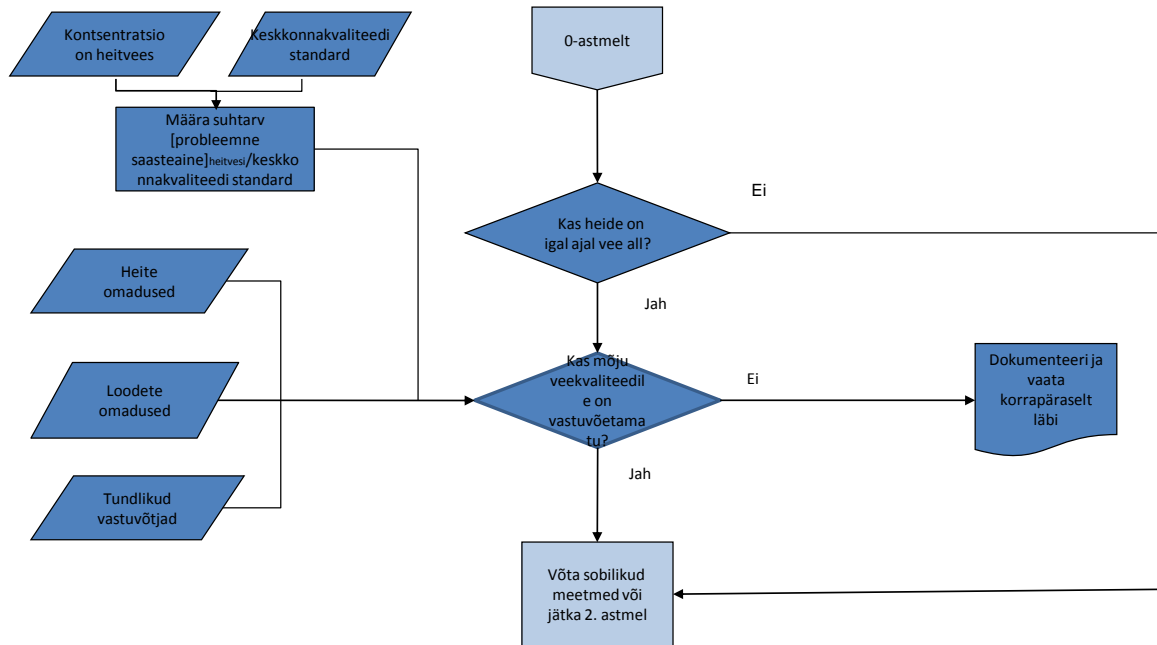


Üleminekuveete puhul võib osutada vajalikuks kaaluda mitmesuguseid stsenaariume. Sõltuvalt kohapealsetest asjaoludest võib tegemist olla kas pigem jõgede või pigem rannikuveete puhul esinevate stsenaariumidega. Kui veekogu sarnaneb pigem jõega, siis võivad kehtida tabelis 8.0 toodud künnised, ent parima lahenduse leidmiseks võib olla vaja kohalikke olusid põhjalikult tunda.

Mõnede jõesuudmete puhul võib 1. astme hinnangus üksnes heite keskkonda laskmise kohast vastuvoolu jõesuudmesse voolavast mageveest lähtumine olla lihtne ja tõhus lähenemisviis. Selline lähenemine on küll konservatiivne, sest eiratakse loodetega toimuvat täiendavat segunemist, kuid see annab heite olulisusest esmase ülevaate. Seda lähenemisviisi tuleks kasutada üksnes kitsaste jõesuudmete puhul, kus veevool on peamiselt sirgjooneline, isegi kui see tõusu ajal vastassuunda pöördub. Sellistes olukordades teostatakse hinnang nii, nagu oleks jõesuue tavaline jõgi, tuginedes kogu magevee vooluhulgale heite keskkonda laskmise kohast vastuvoolu. Järgida võib jaos 8.1 esitatud meetodit ning loodete ajal toimuva veevahetuse mõju ei ole vaja täiendavalt arvestada.

Kui jõesuuet ei peeta eespool kirjeldatud lähenemisviisi rakendamiseks jõega piisavalt sarnaseks, siis tuleks kaaluda võimalust kasutada jaos 8.4 kirjeldatud rannikuveete puhul kehtivat olulisuse määramise testi või liikuda kohe edasi 2. astmele.

8.4. 1d astme hinnang – muud pinnaveekogud (rannikuveed)



Lihtsuse mõttes viidatakse käesolevas jaos üksnes rannikuveetele, ent kui seda peetakse asjakohaseks, võib seda kohaldada ka üleminekuvete (st jõesuudmete) suhtes. Siin on esitatud lihtne lähenemisviis, mis aitab pädeval asutusel otsustada, kas rannikvetesse lastavat heidet tuleks 2. astmel lähemalt uurida.

Rannikuveed on jõgedest loomupäraselt erinevad. Jõel on kindel voolurežiim ning kui konkreetne heitveehulk on täielikult segunenud, ei saa pärioolu enam täiendavat lahjenemist toimuda (jättes kõrvale lisajõgede jms mõju). Jõgede puhul on 1. astme hinnangu aluseks keskkonda lastava heite osa prioriteetse aine kontsentratsioon pärast täielikku segunemist. Rannikuvete korral ei ole see võimalik, sest praktikas jätkub segunemine lõputult, ning seega on välja töötatud teistsugune lähenemisviis, mis põhineb keskkonnakvaliteedi standardi ületamise piirkonna (segunemispiirkonna) suuruse lihtsal ligikaudsel hindamisel. See ei nõua standardi ületamise määra tegelikku arvutamist; selle aluseks on nn tegelik vooluhulk, mis on heite vooluhulga ning [probleemse saasteaine] ja keskkonnakvaliteedi standardi suhtarvu korrutis.

Rannikuvetega seotud test koosneb neljast sammust:

1. kontrollitakse, kas heide jääb loodete kõikidel etappidel piisavalt sügavale vee alla ja kas see lastakse vette kaldast eemal;
2. kontrollitakse, kas heitvesi seguneb või mitte;

3. tehakse tegelikul vooluhulgal põhinev lihtne olulisuse test;
4. kontrollitakse, kas pärast esialgset lahjenemist on keskkonnakvaliteedi standard ületatud.

1. samm – kas heide jääb loodete kõikidel etappidel vee alla?

Kui heide ei jää loodete kõikidel etappidel piisavalt sügavale vee alla, võib see lahjendamatu üle tõusu ja mõõna vahel paljastuva ala liikuda või segunenult kohe merepõhja langeda, ning pärast suublassejõudmist võib lahjenemine toimuda väga aeglaselt, mille tulemuseks on heitekoormusega ebaproportsionaalse suuruse ja mõjuga segunemiskiirkond. Sellise heite puhul tuleb määrata segunemiskiirkonna laad ja suurus ning heidet ei saa selles etapis veel ebaoluliseks lugeda, seega tuleb jätkata selle hindamist 2. astmel.

2. samm – segunemiskatse

Paljude rannikuvettesse lastavate heidete puhul ei toimu heitvee segunemist selle soolsuse ning heitvee ja suubla vaheliste temperatuurierinevuste tõttu. Kui see nii ei ole, tuleb jätkata hindamist 2. astmel, kuna heitvesi võib merepõhja märkimisväärselt mõjutada.

3. samm – lihtne olulisuse test

See test lähtub eeldusest, et mittesegunevad heited, mille segunemiskiirkonna maht ei ületa tõenäoliselt umbes 2000 m^3 , võib lugeda ebaoluliseks ning vastuvõetavaks ilma täiendava analüüsita. Asjaomane segunemiskiirkond võib olla näiteks 200 m pikk ja (maksimaalselt) 12 m lai ning 1 m sügav. Rannikuvete puhul on selline ala väike. Näiteks moodustaks 2000 m^3 segunemiskiirkond $1 \text{ km} \times 1 \text{ km} \times 5 \text{ m}$ suuruse mahuga merest vaid 0,4 %. Eeldades, et vee sügavus on piisav, jääks segunemiskiirkond lisaks sellele tõenäoliselt täielikult pinna lähedale ega mõjutakse seega üldse merepõhja.

Rannikuvetes kasutatav olulisuse test põhineb segunemiskiirkonna kogumahu lihtsal ligikaudsel hindamisel Fischeri valemi alusel. Seda tuleks kasutada üksnes selliste heidete korral, mis on samaaegselt nii mittesegunevad kui ka loodete igas etapis täielikult vee all.

Fischeri valemi põhjal mõjutavad segunemiskiirkonda järgmised tegurid:

- heitvee vooluhulk;
- prioriteetse aine kontsentratsioon heitvees võrrelduna keskkonnakvaliteedi standardiga (probleemse saasteaine / keskkonnakvaliteedi standardi suhe) (edaspidi lihtsuse mõttes „suhtarv”);
- suubla omadused (hoovuste kiirus, hajumisega seotud omadused).

Pärast esialgset lahjenemist moodustab mittesegunev heide kindlapiirilise pinnalähedase kihi. Suublatesinevate hoovuste mõjul liigub see segunenud kiht seejärel hoovuste liikumise suunas, muutudes heitveevooks, mis keskkonda laskmise kohast kaugenedes horisontaalse segunemise tõttu laieneb. See seguneb ka vertikaalselt, ent mitteseguneva heite puhul on vertikaalne segunemine tavaliselt palju aeglasem kui horisontaalne segunemine, mis on lähiväljas edasise lahjenemise peamine mehhanism.

Test põhineb tegeliku vooluhulga väärtusel. See on määratletud järgmiselt:

tegelik vooluhulk = $Q \times ([\text{probleemne saasteaine}] / \text{keskkonnakvaliteedi standard})$
kuupmeetrit sekundis (m^3/s),

kus Q on heitvee hulk (m^3/s),

$[\text{probleemne saasteaine}]$ on probleemse prioriteetse aine kontsentratsioon heitvees,

keskkonnakvaliteedi standard on probleemse saasteaine aasta keskmine keskkonnakvaliteedi standard.

Teatava heitega seotud segunemiskiirkonna suurus ja kuju on (esmasel ligikaudsel hindamisel) sama kõikide Q ja $[\text{probleemse saasteaine}] / \text{keskkonnakvaliteedi standardi}$ suhtarvu kombinatsioonide puhul, mis annavad ühe ja sama tegeliku vooluhulga väärtuse. Seega on segunemiskiirkond $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ suuruse vooluhulgaga heite ja suhtarvu 10 korral sama suur kui $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ suuruse vooluhulgaga heite ja suhtarvu 5 korral. Mõlemal juhul on tegelik vooluhulk $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$.

Teatava tegeliku vooluhulga puhul erineb aga segunemiskiirkonna absoluutsuurus sõltuvalt suubla omadustest. Võttes segunemise ja hoovalde kiiruse puhul aluseks ettevaatusprintsipi (hoovalde kiirus üksnes $0,1 \text{ m/s}$), peab ligikaudu 2000 m^3 mahuga segunemiskiirkonna saavutamiseks olema tegelik vooluhulk umbes $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$.

Seepärast on olulisuse test järgmine:

Kui tegelik vooluhulk $\leq 5,0 \text{ m}^3/\text{s}$, siis võib keskkonda lastavat heidet pidada ebaoluliseks¹².

Sõltuvalt kättesaadavast teabest on Q ja $[\text{probleemse saasteaine}]$ täpsed kasutatavad statistilised andmed erinevad, ent järgida tuleks ettevaatusprintsipi, tagades, et kasutatav väärtus $Q \times [\text{probleemne saasteaine}]$ kajastab suurt reostuskoormust, näiteks 95-protsentiilile vastavat väärtust. Test tuleb teha üksnes selle prioriteetsete aine puhul, mille suhtarvu $([\text{probleemne saasteaine}] / \text{keskkonnakvaliteedi standard})$ väärtus on suurim.

4. samm – esialgne lahjenemine

Kui heitvesi ei läbi lihtsat olulisuse testi, siis järgmise sammuna kontrollitakse, kas see vastab pärast esialgset lahjenemist aasta keskmisele keskkonnakvaliteedi standardile. Testid tehakse sellises järjekorras seetõttu, et esialgse lahjenemise test on keerulisem ja nõuab heitvee ja suubla kohta täpsemat teavet.

Turbulentse segunemise tõttu haarab merepõhja lastav mittesegunev heide tõustes kaasa puhast vett ning pinnale jõudmise ajaks on see lahjenenud teguri võrra, mis sõltub mitmest muutujast:

- heite vooluhulk
- heite ja suubla tiheduse erinevus
- heite keskkonda laskmise sügavus veepinnast

¹² Kaitstud rannikuvete, näiteks Läänemere teatavate osade puhul võib heite maksimaalne lubatud tegelik vooluhulk olla siinoodud väärtusest ($5,0$) märkimisväärselt väiksem ja seega tuleb sellistel juhtudel olla väga hoolikas.

- väljalaske omadused
- suublavooluhulk

Veepinnal toimuvat lahjenemist nimetatakse esialgseks lahjenemiseks. Eespool loetletud parameetrite põhjal on lihtne arvutada hetkelist esialgset lahjenemist ja seega kontrollida ka keskkonnakvaliteedi standardile vastavust pärast esialgset lahjenemist. Kui pärast esialgset lahjenemist on täidetud kõik keskkonnakvaliteedi standardid, võib segunemiskiirkonna lugeda vastuvõetavaks ning edasine hindamine ei ole vajalik.

Võrdlus jõgede puhul kasutatava lähenemisega

Jõgede puhul tehtav katse põhineb kogu protsessi panusel (PC), kus:

$$PC = ([\text{probleemne saasteaine}]_{\text{heitvesi}} / DF) \text{ (vt jagu 8.1)}$$

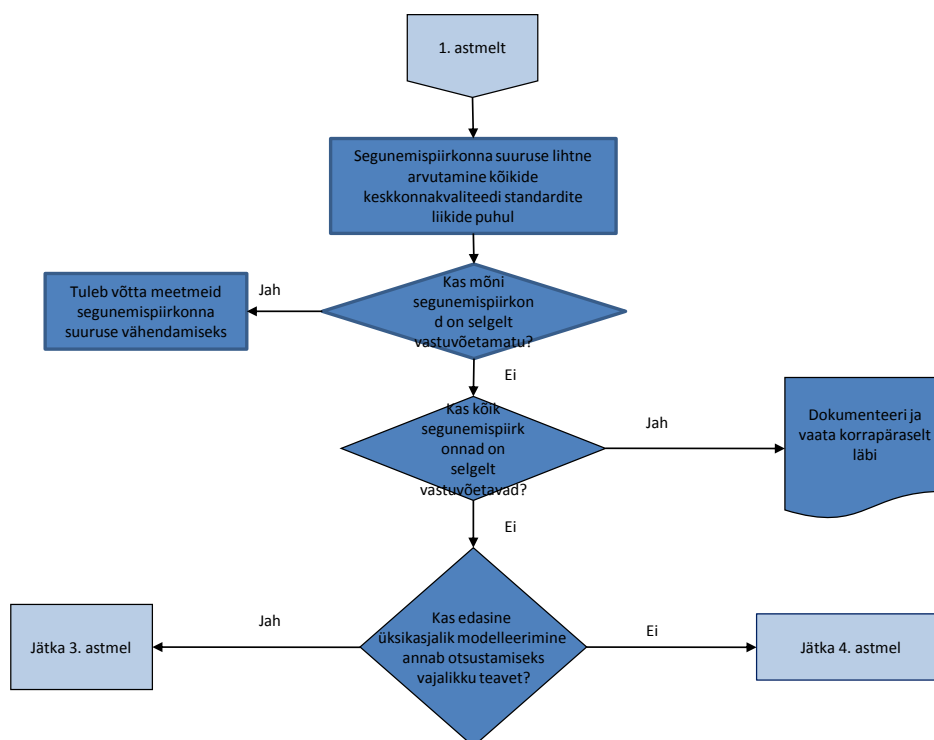
Alljärgnevas tabelis 8.4 on esitatud jõgede puhul lubatud tegeliku vooluhulga muutumine seoses jõe vooluhulgaga.

Tabel 8.4: 1. astme hindamine – jõgede eri vooluhulga puhul kehtiva maksimaalse lubatud tegeliku vooluhulga võrdlus rannikuvete puhul kehtiva maksimaalse lubatud tegeliku vooluhulgaga

Vee liik	Jõe Q90 vooluhulk (m ³ /s)	Maksimaalse lubatud tegeliku vooluhulga vahemik (m ³ /s)
Väike jõgi	0–100	0,0–4,0
Keskmine jõgi	100–300	1,0–3,0
Suur jõgi	> 300	> 1,5
Madalad kaitstud rannikuveed	–	0,0 kuni < 5,0
Avamerele avatud rannikuveed	–	5,0

Tabelist nähtub, et isegi kõige suuremate jõgede puhul on maksimaalne lubatud tegelik vooluhulk väiksem kui avatud rannikuvete puhul, mida võibki realistlikult eeldada. Pange aga tähele, et väikese, 100 m³/s vooluhulgaga jõe lubatud tegelik vooluhulk 4,0 on väga sarnane rannikuvete omale.

9. 2. ASTE – SEGUNEMISPIIRKONNA LIHTNE LIGIKAUDNE HINDAMINE



9.1. Lähenemisviisi kokkuvõte

Selle etapi eesmärk on jätta kõrvale need äärmuslikud juhtumid, mis on selgelt vastuvõetavad või vastuvõetamatud. Kui pädev asutus ei suuda otsust teha, on soovitatav jätkata uurimist järgmisel astmel. Selline lähenemisviis hõlmab tavaliselt tihedat lävimist heite keskkonda juhtijaga, et hindamisel oleks võimalik kasutada täiendavaid tõendeid.

Vastupidiselt 1. astmele antakse siinkohal keskkonnakvaliteedi standardi ületamise ulatusele esialgne hinnang. Selleks võib kasutada mitmesuguseid vahendeid, näiteks käesolevates suunistes esitatud heitekatse, normaaljaotuse lihtmudelid või sellised turul saadaolevad paketid nagu CORMIX¹³ ja PLUMES¹⁴. Kui tekstis kasutatakse väljendit „segunemispiirkond”, siis osutab see võimalikule vajadusele hinnata AA-EQSi ja MAC-EQSi põhjal segunemispiirkonna suurust.

Kui mõni kavandatud piirkond on selgelt vastuvõetamatu (st seda seisukohta ei lükkaks ümber ka täpsem ja üksikasjalikum analüüs), tuleb võtta meetmeid keskkonnakvaliteedi standardi ületamise määra vähendamiseks. Asjakohaste meetmete kindlaksmääramisel võiks ilmselgelt tugineda täpsemate hinnangute käigus saadud teabele, kuid asjakohase otsuse teeb

¹³

www.mixzon.com/.

¹⁴

www.epa.gov/ceampubl/swater/vplume/.

pädev asutus (vt ka käesolevate suuniste 14. peatükk „Segunemispiirkondade vähendamise strateegiad”).

Kui kõik kavandatavad segunemispiirkonnad on selgelt vastuvõetavad, siis võib need sellistena määrata ilma edasise hinnanguta ning kehtestada asjaomase heite loatingimused.

Mõnel juhul võib keskkonnakvaliteedi standardi ületamise määr ja muutlikkus olla selline, et käesoleva analüüsitaseme juures ei ole võimalik otsustada, kas see määr on vastuvõetav või mitte. Sel juhul on vaja täiendavat hinnangut, milles võetakse üksikasjalikumalt arvesse juhtumi eripära (3. aste).

Käesoleva dokumendi viite 16(27) punktis 3.3 on illustreeritud lihtsaid hindamisviise keskkonnakvaliteedi standardi ületamise määra prognoosimiseks, mis hõlmavad ka Fischeri valemitel põhinevaid meetodeid.

Sama eesmärki võivad täita siiski ka teised arvutuslikud mudelid. On olemas erinevaid väljalaskest tingitud segunemise ja heitevoogude segunemise mudeleid, milles võetakse arvesse väga erinevaid asjaolusid. Pädevad asutused võivad kasutada selliseid lihtsaid arvutuslikke mudeleid, mida nad peavad selleks otstarbeks sobivaks. Mõnel juhul võib pädevate asutuste käsutuses olla täpsemaid modelleerimisvõimalusi või muude sarnaste juhtumite kohta kohapeal kogutud andmeid ning sellise teabe kaalumise võib olla piisav, et teha 2. astmel kindel otsus. Käesolevates suunistes esitatud heitekatse väärtus seisneb selles, et see pakub lihtsalt kasutatavat ja käepärast mehhanismi, mis sobib hindamiseks väga erinevatel asjaoludel.

Segunemispiirkonna vastuvõetavuse kindlaksmääramisel peaks pädev asutus nõuetekohaselt arvesse võtma nii kallaste kui ka veekogu põhja ja veesamba ökoloogilist kvaliteeti ja toimimist.

Mõnel juhul on segunemispiirkonna pikkuse (L) minimeerimiseks soovitatav hoolikalt kavandada väljalaske korraldust, kuigi see võib sõltuda muude kaalutavate vastuvõtjate laadist ja jaotusest.

Selleks, et hinnata segunemispiirkonnas akuutse toksilise mõju ilmnemise võimalust, tuleb kindlaks teha, kas heite keskkonda laskmise koha läheduses võib esineda akuutset toksilisust põhjustavaid kontsentratsioone. Võimaluse korral on siinkohal soovitatav kasutada suunava väärtusena MAC-EQSi. Kui MAC-EQSi ei ole kehtestatud, pakub lühiajalise toksilisuse puhul piisavat kaitset see, kui aasta keskmises arvestuses saavutatakse AA-EQSi väärtus¹⁵.

9.2. Jõed

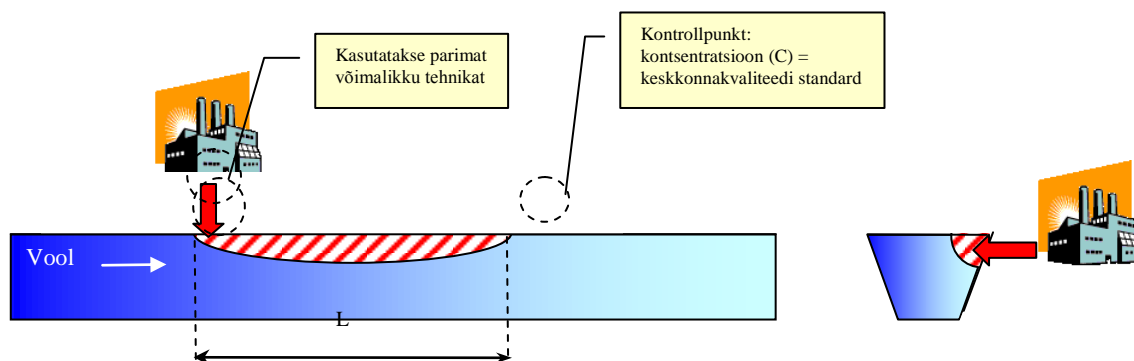
Ühesuunalise vooluga mageveekogude puhul paikneb keskkonnakvaliteedi standardeid ületav ala tavaliselt heite keskkonda laskmise kohast (joonis 9.1) päriveroolu, kuigi nõrga ümbritseva vooluga vette lastavate mittesegunevate või tihkete heidete puhul (või juhul, kui heite voolusuund on ümbritseva vooluga vastupidine) ei pruugi see alati nii olla.

Mõnes liikmesriigis on lubatud segunemispiirkonna ulatus proportsionaalne veekogu laiusega, piirdudes kindla valitud maksimumväärtusega. Näiteks Madalmaades on kemikaalide

¹⁵

See lähenemisviis kajastab ühise rakendamisstrateegia töörühma E otsuseid. Mitme prioriteetse aine kohta ei ole MAC-EQSi kehtestatud põhjusel, et aasta keskmise väärtuse vastavust AA-EQSidele hinnati piisavaks nii pideva kui ka akuutse kokkupuute puhul. NB! See ei tähenda, et MAC-EQSi kasutatakse lihtsalt AA-EQSi arväärtust.

segunemiskiirkonna pikkus (L) proportsionaalne veekogu laiusega ja võrdeline $10 \cdot W$ (laius) ning võib olla maksimaalselt 1000 m. Austrias piirduv segunemiskiirkonna pikkus kuni 100 m laiuste veekogude puhul 1000 m ning laiemate kui 100 m veekogude puhul on see $10 \cdot$ laius.



Joonis 9.1 Segunemiskiirkond vooluveekogudes

Selleks et keskkonnakvaliteedi standardite ületamine ei kahjustaks veekogu kui terviku kvaliteeti, on soovitatav, et 2. astmel piirduv keskkonnakvaliteedi standardi ületamise ala pikkus kas $10 \cdot W$ (jõe laius) või 1 km, olenevalt sellest, kumb on väiksem, ning tingimusel, et see ei ületa 10 % terve veekogu pikkusest.

Kui veekogus on mitu ala, kus keskkonnakvaliteedi standardeid ületatakse, tuleb arvesse võtta selliste heitvete vastastikust mõju. Pange tähele, et see erineb olukorrast, kus üksikud segunemiskiirkonnad asetsevad lihtsalt kõrvuti, sest üksikud keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määrad on omavahel korrelatsioonis. Näiteks võivad heitevood ühesuunalise vooluga jões suure vooluhulga (ja ka veetaseme tõusu) korral oma algsest liikumissuunast oluliselt kõrvale kalduda, samas kui väiksema vooluhulga korral võivad heitevood sõltuvalt heite keskkonda laskmise korraldusest kaugemale üle jõe tungida. Samasugust lähenemisviisi võib kasutada kihistunud veekogude puhul, kus heide lastakse vette eri sügavusel ja eri segunevusega kihtides.

Üks vastuvõetavusega seotud mõjuhindang, mille võib teostada 2. astmel, on heite potentsiaalne mõju kalaliikide rändele. Võrreldes saasteainete kontsentratsioone heitevoo ristlõikes veekogu üldise ristlõike andmetega, on võimalik tõendada, et kalade edukat rännet ei häirita. Sellistel juhtudel tuleb aga hoolikalt tagada, et arvesse võetakse asjakohaseid kvaliteedi- ja vooluandmeid, sest keskkonnakvaliteedi standard **ei pruugi** põhineda kaladega seotud toksikoloogilistel andmetel. Lisaks sellele võib ränne toimuda vaid teatavatel aastaegadel ning seda käsitlevad vooluandmed võivad erineda kogu aasta andmetest. Keerulistel juhtudel võiks kõnealuse hinnangu teostada 3. astmel.

9.3. Muud pinnaveekogud (rannikuveed)

Põhja- ja Lääne-Euroopa avatud rannikuveed on mõjutatud loodetest ning muutused nende voolus ja tasemes on selgepiirilised ja tavaliselt pooleööpäevased, muutudes umbes kahepäevaste ajavahemike tagant (süsüügiline-kvadratuurne tsükkel). Vool võib olla väga tugev ja tuua kaasa märkimisväärse vertikaalse ja horisontaalse segunemise, pöördudes harilikult vastassuunda, kuid loodete mõju ja kohalike batümeetriliste tegurite koostoimel tekivad kindlapiirilised kõrvalhoovused, mille tulemusel keskkonda lastud ained transportitakse keskmises ja pikas perspektiivis kokkuvõttes keskkonda laskmise kohast eemale. Meteoroloogilised mõjud (õhurõhkkonnad, tuulesurve, lainete mõju) ja tihedushoovused võivad loodete toimet lühikeses, keskmises või pikas perspektiivis häirida ja märkimisväärselt mõjutada ning kohtades, kus loodete mõju on loomulikult nõrk (nodaalpunktide läheduses), seda isegi valitseda.

Pöörduva suunaga voolu puhul esineb võimalus, et heites sisalduvad ained kuhjuvad pikema perioodi jooksul ning sellise välja pikaajaline suurus ja ulatus määratakse kindlaks järgmiste näitajate põhjal:

- heiteallikast pärit voolu hulk ja saasteainete kontsentratsioon;
- kõrvalhoovuste esinemine, tugevus ja suund;
- lühiajaline veevool (seoses loodete ja meteoroloogiliste teguritega);
- lühiajalisest voolust tingitud segunemine.

Rannikuvete puhul võib vertikaalse segunemise aeg paljudel juhtudel olla suhteliselt lühike (nt 1–2 päeva) ning pikaajalist välja võib pidada vertikaalselt hästi segunenuks.

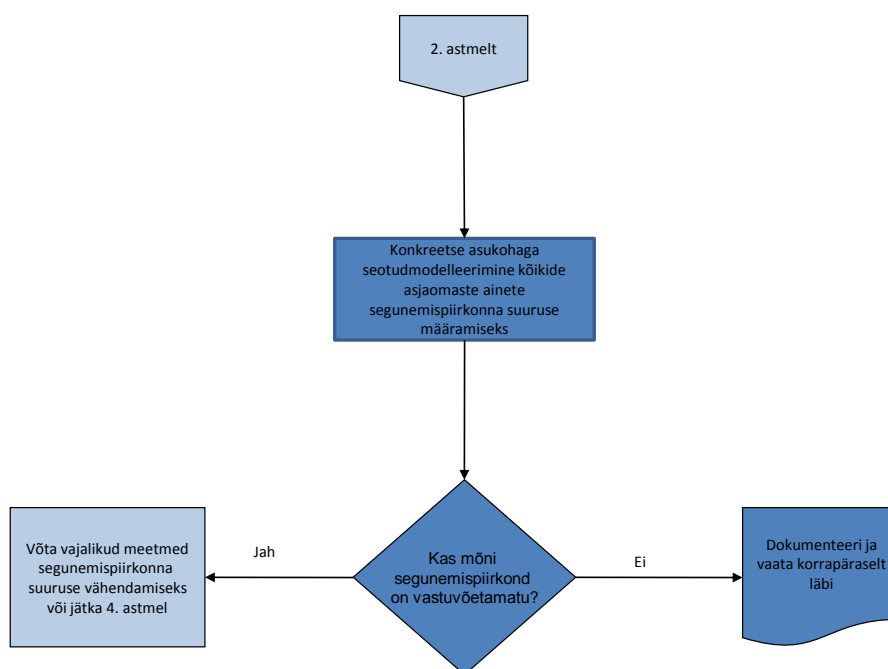
Pikaajalisel väljal esineb lühiajaline heitevoog, kus vertikaalne segunemine ei ole veel lõppenud ja kus toimub heitvee esialgne lahjenemine (mida mõjutavad väljalaske omadused), millele järgneb esialgne segunemine suublaga. Heitevoo segunemisprotsessides võib olla oluline roll heitevoo ja suubla tiheduse vahelistel erinevustel (nt soolasesse vette lastav magevesi, jahedasse vette lastavad kõrgema temperatuuriga heitveed jne). Positiivne mittesegunevus võib suurendada lateraalset levikut veepinnal, kuid piirata vertikaalset segunemist. Seega sõltub heitevooga seotud ökoloogiline mõju väljalaske ja heitvee omadustest.

Mujal Euroopas (nt Vahemeres) on loodete surve nõrk ja rannikualal esinev veevool sõltub hooajalistest meteoroloogilistest oludest ja/või tihedushoovustest, ent seda võivad muuta lühiajalised meteoroloogilised mõjud (nt meretuule päevased tsüklid, tormid jne). Sellistes oludes võib ümbritsev vool olla lühikese ja keskmise aja vältel peamiselt ühesuunaline, kuigi see suund võib hooajaliselt muutuda. Sellises olukorras viib ühesuunaline vool keskkonda lastud heited eemale, kuigi avamerel toimuv segunemine ei ole põhimõtteliselt piiratud. Kui hoovused ei pöördu vastassuunda, siis puudub heidete pikaajalise kuhjumise võimalus, ent vooluga seotud segunemine kaldub olema vähem intensiivne kui vastassuunalise vooluga loodete puhul. Nagu eespool, võib esialgse lahjenemise laad ja heitevoo mittesegunevus ka siin heitevoo dünaamikat märkimisväärselt muuta. Paljude rannikuvete puhul võib heitevoo etapile järgneda nn kaugvälja etapp, kus vertikaalne segunemine on lõppenud ja heitevoog on rannajoonega ühenduses, kuid samas jätkub selle segunemine ja levimine kaugemal avamerel.

Kui sügav vesi on kihistunud (nt fjordides), on seda tõenäoliselt vaja eraldi kaaluda (2. või 3. astme hinnang).

Kõikides eespool kirjeldatud olukordades võib lahjendustegur (DF) olla nii ruumis kui ka ajas äärmiselt muutlik.

10. 3. ASTE – SEGUNEMISPIIRKONNA SUURUSE ÜSIKASJALIK HINDAMINE



10.1. Ülevaade põhjaliku või üksikasjaliku hindamise vajadusest

Kui 2. astmel tehtud lihthinnang ei anna täit kindlust, siis 3. aste pakub üksikasjalikku modelleerimisel põhinevat lähenemisviisi asjaomase heitveega (või heitvete rühmaga) seotud individuaalsete asjaolude arvestamiseks. Sellel astmel võib osutada vajalikuks kohaldada oluliselt keerulisemat modelleerimisviisi, millega antakse üksikasjalik hinnang keskkonnakvaliteedi standardi ületamise määra muutumisele ruumis ja ajas. Pädevad asutused peaksid olema teadlikud sellest, et täpsed seire- ja heitvee hindamise andmed on määrava tähtsusega nii mudeli kontrollimisel kui ka mudeli sisendiparameetrite tuletamisel. 3. ja 4. astmel toimuv uurimine ja modelleerimine võib olla kulukas ning seepärast võib olla asjakohane, kui pädev asutus ja heite keskkonda juhtija jõuavad kokkuleppele, kes vastutab antud tegevuste teostamiseks vajalike andmete esitamise ning kes vajaliku modelleerimise eest. Viimaste astmete puhul võidakse asjaomaselt tööstussektorilt nõuda andmeid heite keskkonda laskmise keskkonnamõju kohta.

Astmelise lähenemisviisi eesmärk on võimaldada hindamist järjestikustel tasemetel, et hõlbustada kavandatavate segunemiskiirkondade vastuvõetavuse või vastuvõetamatuse

kindlaksmääramist (veekogu pindala, maht, lineaarsed mõõtmed jne keskkonnakvaliteedi standardite väärtuste ületamise korral). Kohaldatavad kriteeriumid on töötatud välja nii, et otsuste tegemisel oleks tagatud piisav üksikasjalikkus ja kontroll, minimeerides samas hindamise ja eeskirjade koostamisega kaasnevaid jõupingutusi.

Hindamine jõuab 3. astmele siis, kui astmetel 0–2 kohaldatavate suhteliselt lihtsate hindamiskünniste ja modelleerimisviiside põhjal ei ole piisava kindlusega suudetud otsustada, kas segunemiskiirkond on vastuvõetav või mitte. Kuna kõnealuste hindamisviiside eesmärk on vältida ohtu potentsiaalselt kahjulik segunemiskiirkond eksikombel heaks kiita, on selge, et esineb mitmeid asjaolusid, mille puhul potentsiaalselt vastuvõetavat kavandatavat segunemiskiirkonda ei ole võimalik üksnes astmetel 0–2 teostatava hindamise alusel heaks kiita. Seega ei tähenda 3. astmele jõudmine, et segunemiskiirkond on tõenäoliselt vastuvõetamatu, vaid seda, et asjaolud nõuavad astmetel 0–2 kasutatud hindamisviiside üksikasjalikumalt vaatlemist. Segunemiskiirkonna vastuvõetavuse kindlaksmääramisel peab pädev asutus iga juhtumi puhul eraldi hoolikamalt kaaluma mitmeid vastuvõtva keskkonnaga seotud tegureid ja võimalik, et ka heitvete omadusi. 3. astmel eeldatakse, et selle astme raames tehtavate ja igat konkreetset asupaika hõlmavate hinnangute käsitusala määratlemisel osalevad nii pädev asutus, heite keskkonda juhtija(d) kui ka asjaomased sidusrühmad.

3. astme modelleerimine peaks olema 1. ja 2. astme omast täpsem ning andma üksikasjalikumalt hinnangu keskkonnakvaliteedi standardi ületamise määra muutumisest ruumis ja ajas. See võib tähendada sama modelleerimistehnika abil suurema arvu juhtumite hindamist (nt 2. astmega võrreldes suurema arvu suubla voolu, selle kvaliteeti, tihedust, segunemist, ning heitvee omadusi jne hõlmavate kombinatsioonide hindamine), mis võimaldab teha laiapõhjalisemaid järeldusi kui 2. astmel. See võib hõlmata ka modelleerimistehnika muutmist (nt mudelile mõõtmete lisamist, ajas muutuva modelleerimise kasutuselevõttu, segunemis- ning lagunemis-/hajumisprotsesside täpsemat kajastamist) või füüsilise modelleerimise kasutamist (toimuva segunemise füüsilised laborimudelid). Lisaks nendele muudatustele võib mudelit kohapealsete andmete põhjal paremini kalibreerida või valideerida, et saavutada 2. astme hindamisega võrreldes suurem kindlustunne.

Sellest tulenevalt võib isegi 3. astmel ette tulla kordusi, samuti võib tekkida vajadus uurida keerulisemaid andmeid alates halvima stsenaariumi eeldustel põhinevast lihtmodelleerimisest kuni dünaamilisema lähenemisviisini, mille puhul võetakse arvesse keerulisemaid muutusi nii heitvetes kui ka suublates. Diagrammis on see esitatud kastis „Konkreetses asukohaga seotud modelleerimine kõikide asjaomaste ainete segunemiskiirkonna suuruse määramiseks”. Modelleerimise üksikasjalikkus sõltubki igast konkreetsest kohast/juhtumist ning ei ole võimalik ette näha konkreetseid mudeliliike, mida saaks kasutada igas olukorras.

Fischeri valemiteel põhinevaid hindamismeetodeid on käsitletud käesoleva dokumendi viites 16(27), lk 24.

Tuleb meeles pidada, et kuigi need meetodid hõlmavad väga erinevaid võimalikke probleeme, võivad mõnel juhul asjakohased olla muud lähenemisviisid, näiteks füüsiline modelleerimine. Üldiselt peaks modelleerimisviisid olema nii lihtsad, kui segunemiskiirkonna vastuvõetavuse kohta tehtud otsuse puhul kindlustunde tagamiseks võimalik. Praktikas peaks pädev asutus, heite keskkonda juhtija ning asjaomased sidusrühmad kasutatavate tehnikate ja nende kasutuskõlblikkuse suhtes uuringu käigus kokku leppima.

Heitvee liikide ja Euroopa suublate loomupärast keerukust ja muutlikkust arvestades ei peeta võimalikuks kehtestada keskkonnaväliteedi standardi ületamise määra kohta rangeid piiravaid ettekirjutusi; sellega toetatakse 3. astme skeemil rombi

„Kas mõni segunemispiirkond on vastuvõetamatu?” nimetatud otsuse tegemist.

Pädevad asutused peaksid vastuvõetavuse otsustamisel võtma arvesse kõiki asjakohaseid tegureid, näiteks:

- keskkonnaväliteedi standardit ületavate alade ruumiline (3D) ja ajaline ulatus (3. astme hindamise põhjal), arvestades ka statistilist muutlikkust;
- suubla laad ja ulatus, selle muutuv hüdrodünaamika ning ümbritseva keskkonna keemiline ja füüsikaline-keemiline kvaliteet;
- veekogu piiride asukoht;
- kontsentratsioonide jaotumine keskkonnaväliteedi standardit ületavatel aladel ja vastavad statistilised andmed;
- vastuvõtjate jaotumine suublates, pidades eeskätt silmas vastuvõtjate jaotumist keskkonnaväliteedi standardit ületavatel aladel ja kaitsealadel;
- vastuvõtjate tundlikkus asjaomas(t)e aine(te) suhtes;
- prognoositav mõju keskkonnaväliteedi standardeid ületaval alal;
- prognoositava mõju olulisus, võttes eelkõige arvesse vesikonna majandamiskava koostamise käigus asjaomas(t)e veekogu(de) suhtes kehtestatud ökoloogilisi ja keemilisi eesmärke, mis on sätestatud direktiivi 2000/60/EÜ artiklis 4.

Kuigi need tegurid võivad omada tähtsust kõikidel tasanditel, võib nende esitamine, iseloomustamine ja hilisem kasutamine kvantifitseeritud või osaliselt kvantifitseeritud kujul olla eelnevate astmetega võrreldes väga erinev, kuna 3. astmel võib osutada väga oluliseks suurendada kindlustunnet teatavate tegurite määramatusvahemike suhtes, sest siin hinnatakse pigem tegeliku olukorra kui halvima stsenaariumiga seotud eeldusi.

AA-EQSi väärtuste puhul on võimalik prognoosida keskkonnaväliteedi standardite tasemepinna/samajoone ning muude kontsentratsioonide tasemepindade/samajoonte keskmist asukohta pika aja vältel. MAC-EQSi puhul on oluline mõista, et pädevad asutused peavad kaaluma vähemalt kahte erinevat liiki ulatust. Kõigepealt tekib hetkeline kontsentratsiooniväli, mis määratleb selle ala piirid, kus MAC-EQSi ületatakse. Sellise hetkelise segunemispiirkonna suuruse suhe veekogu suurusega võib anda teatava ettekujutuse pindalast/veehulgast, kus teataval ajahetkel võivad esineda võimalikud lühiajalised mõjud. Kui segunemispiirkond näiteks tõusu ja mõõna, eri kuu- ja hooajaliste tsüklite ning muutlike meteoroloogiliste tingimuste tõttu muutub, võib määrata palju suurema pindala/veehulga, kus keskkonnaväliteedi standardeid ületatakse, kuigi aasta jooksul vaid lühikestel ajavahemikel. See võib nõuda täiendavat tähelepanu juhul, kui selline ala ulatub kaitstud või eriti tundlikele probleemsetele aladele.

10.2. Hooajaliste tingimuste arvestamine

On selge, et Euroopa kliimatingimused on väga mitmekesised. Mõnes olukorras mõjutavad hooajalised tingimused segunemist nii, et selle ulatus võib olla ülimalt kõikuv. Selliste nähtuste puhul nagu põuaperiood, ajutised vooluveekogud või külmumine võib pädeval asutusel osutada vajalikuks kaaluda hinnangu andmisel ka direktiivi 2000/60/EÜ artiklis 4 sätestatud erandeid, eeldusel et kõik kõnealustes sätetes nimetatud tingimused on täidetud.

Põua puhul võib lahjenemine vooluga suublas oluliselt väheneda või mitmeks kuuks aastas isegi täielikult lõppeda. Sellises olukorras ei saa kasutada segunemiskiirkondadel põhinevat lähenemist ja direktiivi pidevalt järgida, kuna suubla võib koosneda üksnes töödeldud heitveest. See kehtib ka igal aastal looduslikel põhjustel kuivavate ajutiste vooluveekogude suhtes, eelkõige Vahemere piirkonnas. Sel juhul tuleks kaaluda hoolikalt iga juhtumit eraldi, kasutades keskkonnakvaliteedi standardeid loatingimuste kehtestamise potentsiaalse lähtepunktina.

Kui nimetatud nähtused leiavad aset korrapäraselt, oleks soovitatav välja töötada hooajalised loatingimused.

Hooajalised loatingimused võivad olla asjakohased ka Euroopa muudes osades, näiteks Skandinaavias, kus jõed ja järved talvistel madalatel temperatuuridel jäätvad. Üks selline näide on allpool kirjeldatud järv Soomes.

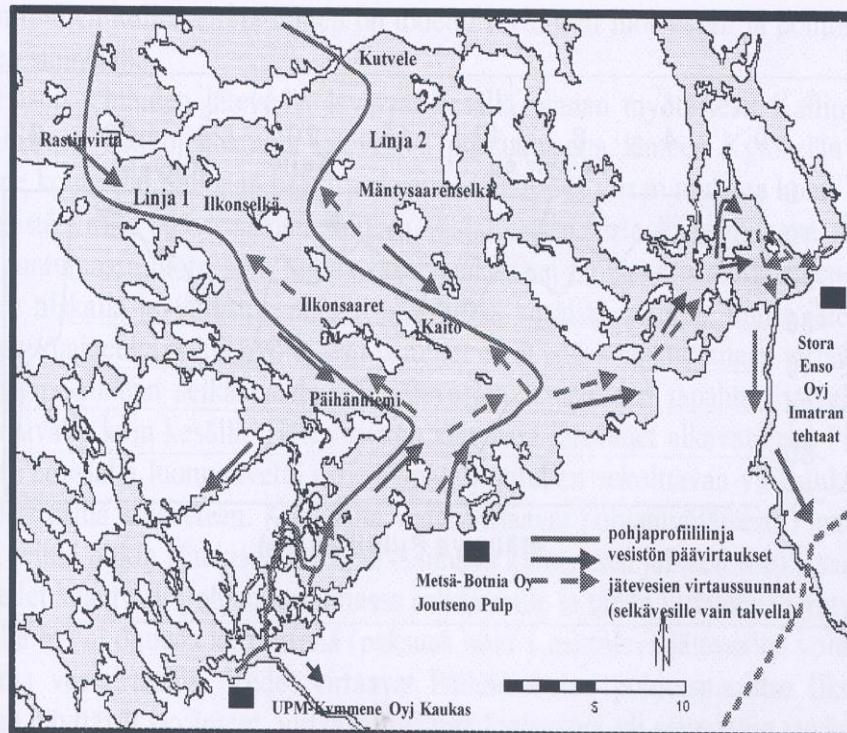
Suur-Saimaa segunemismehhanismid (vt 16. peatükk „Viited”, punkt 8) on ebatavalised ning mõjutatud hüdroloogiast, morfoloogiast, hooajalistest muutustest ning heitvee ja järvevee tiheduse erinevusest. Suvel on lähedalasuvatest Lappeenranta ja Joutseno tselluloositehastest pärit soe reovesi veepinnal ning seguneb piki järve lõunakallast, kuigi aeg-ajalt võivad tuuled seda põhja poole nihutada. Talvekuudel on Joutseno Pulpi reoveed soojemad ja raskemad kui lääne poolt Kaukaa tehastest pärit reovesi. Sel ajal liiguvad Kaukaa veed pinnalähedastes kihtides ning Joutseno Pulpi reovesi vajub allapoole, voolates järvepõhja lähedal ligi 20 km järve tavapärase hoovusele (vooluhulk $600 \text{ m}^3/\text{s}$) vastassuunas Päihanniemi mööda põhja poole. Oluline tegur selle nähtuse mõistmisel on järvepõhja sügavusprofiil (joonis 10.2).

Sellised äärmuslikud muutused illustreerivad suurepäraselt hindamisel ja segunemise arvutamisel tegelikult esinevaid keerukaid olukordi. Kõnealune uuring näitlikustab seda, kuidas täiesti looduslikud protsessid mõjutavad segunemist ja tingivad vajaduse töötada välja paindlik süsteem.

Meie näites on arusaamine segunemiskiirkondadest kujunenud tänu laiaulatuslikule seire- ja uurimisprogrammile. Uute heitvete puhul võib aga tekkida vajadus prognoosimudeli järele, mis aitaks jõgikonna majandamisega tegeleva töörühmal sarnaste kihistunud järvede puhul arvutada lahjenemist süvavees (vt 16. peatükk „Viited”, punkt 9)¹⁶.

¹⁶

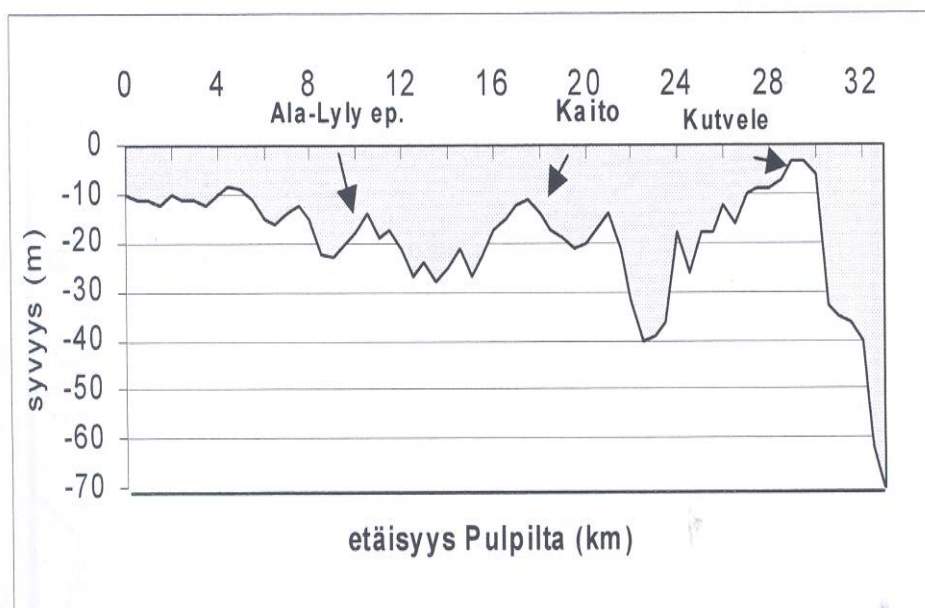
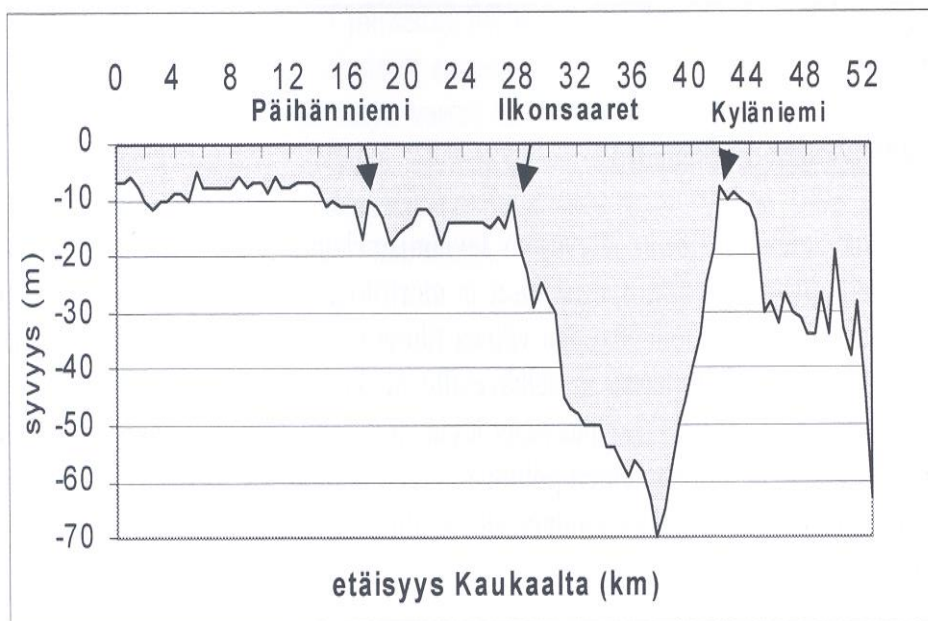
Mixing in Inland and Coastal Waters, Fischer *et al* 1979, ISBN 0-12-258150-4.



Joonis 10.1. Reovee segunemise põhimõtted Suur-Saimaal
Mõõtkava on kilomeetrites.

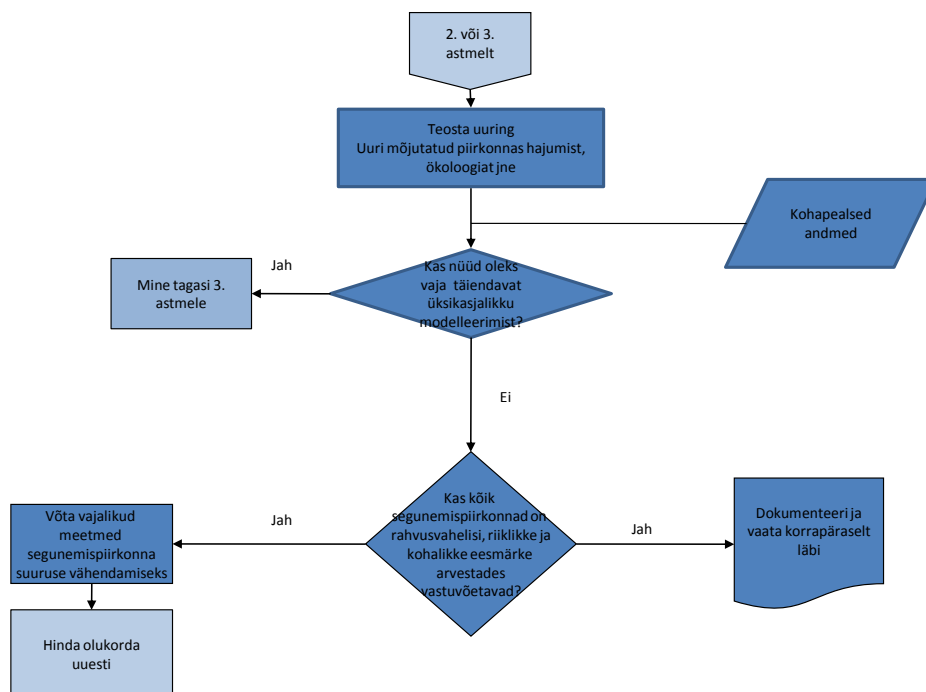
- — ▶ Reovee voolusuund (Päihänniemist mööda üksnes talvel)
- ▶ Järve peamised hoovused
- ▶ Sügavusprofiliililini (vt joonis 10.2)
- Heiteallikas





Joonis 10.2. Järvepõhja sügavusprofiil piki jooni 1 ja 2 (vt joonis 10.1) (syvyys = sügavus; etäisyys = kaugus)

11. 4. ASTE – UURING (VABATAHTLIK)



Käesolevates suunistes võivad uuringud hõlmata mitmesuguseid teemasid, sealhulgas järgmist:

- (prioriteetsete ainete / prioriteetsete ohtlike ainete või muude kaalutavate oluliste ainete) keemilised kontsentratsioonid, batümeetria, sette karakteristikud, vee voolukiirus, veetase, hajumise karakteristikud (nt veele lisatud värvaine jälgimise uuringud) (need on asjakohased mudelite ülesehitusel, kalibreerimisel ja valideerimisel);
- vastuvõtjate iseloomustamine (keskendudes suubla bioloogilistele tahkudele, sealhulgas põhja, kallaste ja veesamba bioloogiale, kuna see muutub aja jooksul nii heitvee prognoositud mõjupiirkonnas kui ka terves veekogus);
- tõendid vastuvõtjate kahjustamise kohta (keskendudes heite käitumisega seotud bioloogiliste muutuste ulatust käsitlevatele tõenditele; üks võimalus selleks on võrrelda bioloogilisi protsesse heitest mõjutatud aladel ning kontrollaladel, milleks võib olla sama piirkond enne heite keskkonda laskmist või mõni mujal asuv sobiv kontrollpiirkond);
- ülevaated olemasolevast kirjandusest või uued laboratoorsed keskkonnamürgisuse uuringud (nt iga juhtumiga seotud oluliste vastuvõtjate kohta, mille puhul otseselt kohaldatavad või kasulikud asendusandmed ei ole vabalt kättesaadavad).

Kuigi uuringud on esitatud 4. astmena, võib neist abi olla ka astmetel 0–3. Kui teave on kättesaadav, võib pädeva asutus seda otsuste tegemiseks kasutada, ning käesolevate suunistega ei soovita teha ühelegi asjaosalisele takistusi asjakohase teabe kogumiseks ja kasutamiseks, et toetada eespool nimetatud otsuste vastuvõtmist. Üldreeglina ei tohiks suunised välistada ega taunida konkreetse asukohaga seotud andmete kasutamist, kui loa taotleja soovib neid koguda, kuna selline teave üksnes täiendab andmekogu, millele saab tugineda regulatiivsete otsuste tegemisel. Paljudel juhtudel võib selliste uuringute tegemine olla heite keskkonda juhtijale kohustuslik; vastasel korral võib pädev asutus tunnistada keskkonnakvaliteedi standardi ületamise kavandatava määra vastuvõetamatuks.

4. astmel tehtavad uuringud ei pea tingimata olema uued. Näiteks võib saada asjakohaseid andmeid teiste isikute poolt muudel eesmärkidel teostatud tavapärasest kontrollseirest või uurimuslikust seirest. Keskkonda juba lastavate heidete puhul võivad olemas olla algse loa saamiseks aastaid tagasi tehtud uuringud. Selleks, et ressursse hindamisel vastutustundlikult kasutada, võib tugineda ka muudes asukohtades esinevaid sarnaseid asjaolusid käsitlevatele asendusandmetele. Kuigi konkreetset juhtumit käsitlevad andmed on ilmselgelt kindlamad, võib olla põhjust pöörduda ka muude allikate poole (nt kui on olemas pikaajalised andmed, mis võimaldavad usaldusväärset tuletada muutusi pika aja vältel, ning asjaomase koha puhul selline teave puudub).

Mõnel juhul on tavapärase modelleerimisega kooskõlas koguda kohapeal andmeid, et kalibreerida ja kontrollida teatavaid hüdrodünaamika ja hajumise mudeleid, mida harilikult kasutatakse 3. astmel. Otsuste tegemiseks vajalike mis tahes andmete nõudmise või kasutamise täpne viis sõltub siiski seisukohtadest, millele liikmesriik heidete lubamisel tugineb.

Punkti c põhimõtte on anda võimalus uue heite keskkonda laskmise potentsiaalset bioloogilist mõju ennetavalt kaaluda. Punkti d alusel saab arvesse võtta juba keskkonda lastava heite tegelikku mõju. Punktide c ja d täitmise eesmärk ei ole tuletada uut ja leebemat keskkonnakvaliteedi standardit kohalikes vetes kasutamiseks, vaid hinnata, kas keskkonnakvaliteedi standardi ületamise prognoositud või tegelik määr (sh selle kolmemõõtmeline muutumine ruumis ja ajas) mõjutaks või mõjutab veekogu bioloogilist seisundit. Punktide c ja d järgimine ei mõjuta keemilise toime näitajaid (nt pindalade, mahtude, pikkuste, kallaste ja põhja proportsioonid, riffidel ja leetseljaketel asuvate elupaikade proportsioonid), mille puhul ületatakse keskkonnakvaliteedi standardeid; see on lihtsalt üks sisend, mida kasutatakse standardite ületamise määra vastuvõetavuse üle otsustamisel. Bioloogiline iseloomustus annab bioloogilise sisendi vastuvõetavuse määramiseks 3. astmel. Kui on olemas piisavad teadmised bioloogiliste protsesside kohta ning selle kohta, kuidas kemikaalide kontsentratsioon kõnealuseid protsesse tõenäoliselt mõjutab, võib bioloogilisi kaalutlusi 3. astme otsuste tegemisel kasutada ilma kohapealsete uuringuteta. Konkreetsete juhtumite puhul võib reguleeriv asutus aga nõuda tulevaselt heite keskkonda laskjalt kohapealseid uuringuid, või heite keskkonda laskja võib otsustada neid enne loa taotlemist ise teha, lootuses, et need aitavad kaasa asjaomase juhtumi vastuvõetavaks tunnistamisele. Samas ei pruugi see nii olla, ning kohapealsete uuringute tulemused võivad hoopis kinnitada otsust, et keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määr ei ole vastuvõetav.

Kõigi modelleerimise ja hindamisega seotud uuringutega kaasneb teatav määramatus ning oma reguleerivate ülesannete täitmisel peavad pädevad asutused sageli kokku puutuma hindamise ebakindluse, ühiskonna kantavate kulude ning ühiskonna ja keskkonnaga seotud ohtude tasakaalustamisega. Selles suhtes ei erine segunemispirkonna vastuvõetava ulatuse määramine muudest reguleerivatest ülesannetest. Mõnel juhul, kui astmed 0–3 läbiti ilma uusi

uuringuid tegemata, võivad uued uuringud aidata säilinud ebakindlust vähendada. Kui kaalutakse uuringute tegemise võimalust kohapeal, on tähtis arvestada ka nende teostamisega seotud tervise- ja ohutusriske.

Kõikide otsuste tegemisega võib kaasneda teatav ebakindlus ning pädev asutus võib keskkonna kaitsmise tagamiseks, eriti selliste uute heidete puhul, mis on piisavalt olulised hindamiseks 3. astmel, otsustada nõuda uuringuid, et tõestada modelleerimise või muude kahjuproгноoside paikapidavust asjaomase juhtumi puhul. Sellised uuringud võivad hõlmata heite prognoositud hajumise kontrollimist ja veekvaliteedi, setteliigi ja -kvaliteedi ning määratud segunemispiirkonnas ja väljaspool seda asuvate bioloogiliste vastuvõtjate seiret jne. Kohapealsetel uuringutel on aga omad piirid ning tegelikkuses esinevate muutuste tõttu on kohapealsed tähelepanekud ja hindamisel kasutatud eeldused paratamatult erinevad. Seega on tähtis olla selliste uuringute tõlgendamisel hoolikas, muu hulgas selleks, et tagada nende käigus ilmnenud mõju sidumine õige allikaga. Teatava heite uurimisel tuvastatud muutused ei pruugi tingimata tuleneda sellest heitest, vaid võivad olla tingitud muudest keskkonda mõjutavatest teguritest. Ilmselt peaks uuringu ülesehituses arvestama võimalust muutusi eristada (nt asjakohase kontrollimise kaudu), kuigi tegelikkuses kasutatavad lähenemisviisid võivad olla piiratud.

Siiski tuleb rõhutada, et praktilised probleemid võivad selliste uuringute käsitusala piirata. Eelkõige võib rannikuvete veesambas teostatavate uuringute puhul osutada vajalikuks mõõtmisi sedavõrd dünaamilistes tingimustes, et täpsete ja usaldusväärsete tulemuste saavutamine võib olla väga raske või äärmiselt kulukas.

Kui on olemas piisavalt kohapeal kogutud andmeid, võib olla asjakohane kasutada vastuvõetavuse otsustamisel neid andmeid ilma uue modelleerimiseta. See võib toimuda näiteks siis, kui on küllaldaselt andmeid kemikaalide kontsentratsioonide jaotumise kohta veekogus ning tõendeid nende mõjust (või selle puudumisest) vastavates kohtades asuvatele asjaomastele vastuvõtjatele. Sel juhul loetakse segunemispiirkond määratuks 2. või 3. astmel, sõltuvalt sellest, kas standardite ületamise määra vastuvõetavus otsustati 2. astme ettevaatusprintsübil põhineva ulatuse põhjal või 3. astme põhjalikuma lähenemise alusel.

Tähelepanu!

Uuringute kasutamise otsustavad liikmesriigid. Suuniste eesmärk ei ole kehtestada ega nõuda täiendavat seiret ning neid ei tuleks selliselt tõlgendada.

12. MITME HEITE ARVESTAMINE

Linna- ja eriti tööstuspiirkondades võivad arvukad üksikud keskkonnaheited tingida segunemispriirkondade kattumise. Lisaks üksikute segunemispriirkondade kattumisele võib selline küsimus kerkida ka siis, kui ilma ühisosata segunemispriirkondade tõttu tuleb teostada täiendav hindamine, et määrata kindlaks, kas nende koondmõju võib pidada vastuvõetavaks (kõik segunemispriirkonnad eraldi võivad olla vastuvõetavad ja omavahel mitte kattuda). Taustakontsentratsioonide mõjutamise kaudu võib teatav heide mõjutada ka muu heitvee keskkonda laskmise tulemusel esinevaid kontsentratsioone. Esialgu keskendutakse eraldi punktreesustussallikatest pärit heidetele, ent linnakanalisatsioonis võib esineda arvukalt väga väikeseid punktreesustussallikaid, mida tuleb ka üheskoos hinnata.

Peale selle võib üks heitvesi tekitada mõnel juhul mitu üksteise sees asuvat ning keskkonnakvaliteedi standardeid ületavat ala (millest igaüks on seotud heitvee eri komponendiga). Ilmselt ei ole need sõltumatud, sest füüsiline lahjenemine on kõigi puhul ühesugune. Nende suhteline ulatus võib aga erineda (nt seoses heitvee ja suubla koostisega ning reageerimisega võimalikele lagunemisprotsessidele, nagu fotokeemilised reaktsioonid, mille kiirus sõltub heite keskkonda laskmise aasta- ja päevaajast, või lendumine, mis võib sõltuda temperatuurist, tuule kiirusest jne). Sellisel juhul tuleb pädeval asutusel kaaluda sünergilise või antagonistliku mõju võimalust.

Keerulisematel juhtudel võib olla asjakohane arvestada kombineeritud mõju üksikute hinnangute superpositsiooniabil. Selline olukord võib tekkida näiteks siis, kui pädev asutus on saanud üksikute heitvete või heitveerühmade kohta eraldi modelleerimis- ja hindamisaruanded. Mitme reostussallika korral tuleb aga olla tähelepanelik juhul, kui mõni hajumis- või kaoprotsess on mittelineaarne, sest siis võib heidete kombinatsiooni mõju erineda üksikute mõjude kombinatsioonist.

Teise võimalusena võib olla asjakohane modelleerida konkreetselt kombineeritud heidete tagajärgi iga üksiku heite modelleerimise teel, arvestades võimalikku korrelatsiooni heidete ja suubla vahel ning hinnates kombineeritud mõju otse ja ühe mudeli väljundite põhjal.

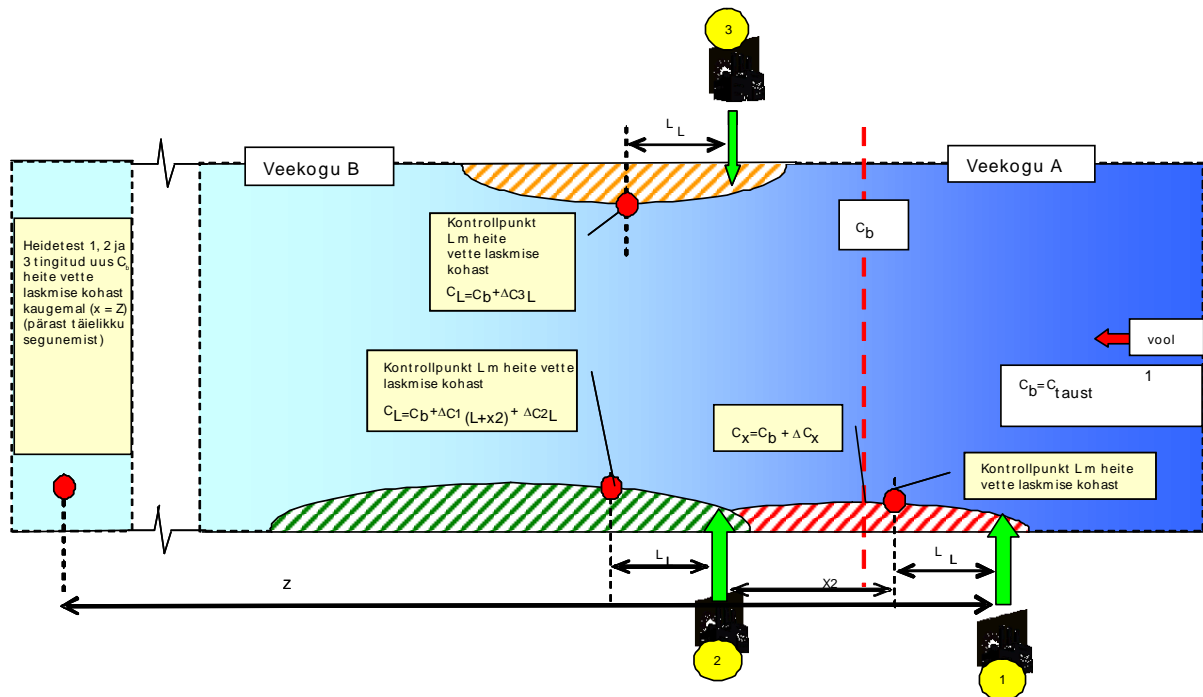
Kombineeritud heidete vastuvõetavuse või vastuvõetamatuse kindlaksmääramise alus on aga täpselt sama kui ühe heite puhul, st selle määramisel peab pädev asutus arvestama mitmesuguseid eespool loetletud ja konkreetse juhtumiga seotud tegureid.

Mitme heite puhul võivad muu hulgas olla asjakohased järgmised lisategurid:

- võimalik mittelineaarsus, künniste olemasolu;
- korrelatsioon heidete vahel.

Joonisel 12.1 on esitatud näide kombineeritud kontsentratsioonide hindamise kohta, mis lihtsuse mõttes põhineb Fischeri valemite kasutamisel.

Joonis 12.1 Külgnevatel veekogudel paiknevate punktreaustusallikate vastasmõju



Selle näite puhul on jõe voolusuund paremalt vasakule ning jõkke lastakse kolm heidet 1, 2 ja 3. Esimese heite tagajärjel tõuseb teise heite taustakontsentratsioon ning veekvaliteedist tulenevalt väheneb vastuvõetav heitekoormus. See illustreerib olukorda, kus ühte veekogusse lastavad heited võivad mõjutada külgneva veekogu kvaliteeti. Veekvaliteeti mõjutavad vastuvoolu vette lastavad heited, mille põhjal saadakse taustakontsentratsioon C_b . Eeldatakse, et kontsentratsioon on terve ristlõike piires juba täielikult segunenud.

Veekogude piiri lähedal mõjutavad veekogus A esinevaid kontsentratsioone rajatisest 1 pärit heited. Segunemiskiirkond ületab veekogu piiri ning mõjutab taustakontsentratsiooni 2. heite läheduses. Kuna 1. ja 2. heitega seotud segunemiskiirkonnad ei ulatu veekogu teise serva, siis võrdub taustakontsentratsioon 3. heite ümbruses antud juhul C_b -ga.

Teist heidet mõjutab taustakontsentratsioon C_b ja 1. heitest tingitud kontsentratsiooni tõus veekogude A ja B piiri lähedal. Taustakontsentratsioon 2. heite veekogusse laskmise kohas vastab valemile $C_b + \Delta C_1(L+x_2)$.

Kontsentratsiooni kasv (ΔC) arvutatakse järgmiselt:

$$\Delta C_1 = C_{\text{heitvesi-1}} / S_1$$

$$M_x^{2D\text{-heitevoog}} = \frac{\varphi_0}{\varphi(x,0)} = \frac{a \cdot \sqrt{\pi} K_y \cdot u \cdot (L+x_2)}{Q} \quad (\text{vt käesoleva dokumendi viites 16(27) esitatud valem nr 9).}$$

1., 2. ja 3. heite tagajärjel kasvab taustakontsentratsioon. Uus taustakontsentratsioon $C_{b\text{-uus}}$ ¹⁷ kaugemal, kus segunemine on täielikult toimunud, arvutatakse järgmiselt:

¹⁷ Eeldades inertset käitumist – st aurustumist ning (bioloogilist ja keemilist) lagunemist ei toimu. Sõltuvalt asjaomase veekogu suuruselt, toimuvast segunemisest ja adveksioonist ning probleemsete saasteainete laadist ei pruugi see eeldus olla asjakohane ja võib olla sisuliselt pessimistlik. Kuigi teatavaid aineid võib pidada inertseteks, võib teiste poolestusaeg vesifaasis olla vaid mõni minut.

$$C_{b-uus} = C_b + \frac{(W_1 + W_2 + W_3)}{\text{vooluhulk-veekogu}_{x=Z}} \quad [12.1]$$

kus: W = heitekoormus [$\mu\text{g/s}$]; C_b = taustakontsentratsioon [$\mu\text{g/m}^3$]; vooluhulk veekogus – m^3/s .

13. PIIRIÜLENE SAASTUS

Keskonnakvaliteedi standardite direktiivi (2008/105/EÜ) artikli 6 lõikes 1 on sätestatud:

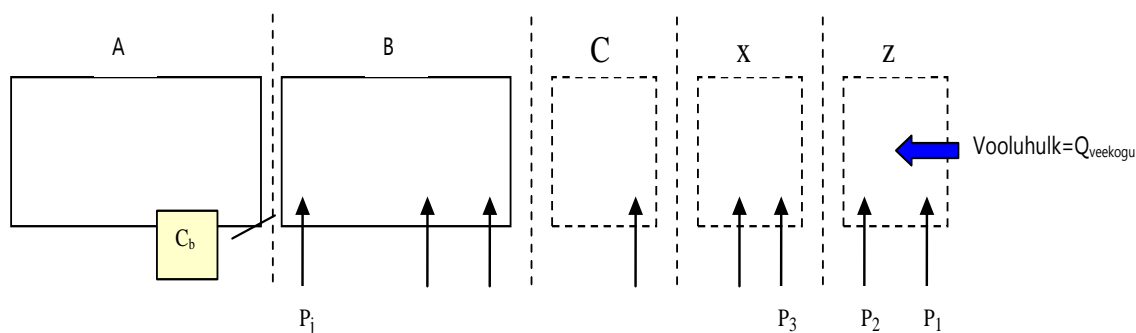
Liikmesriik ei ole keskkonnakvaliteedi standardite ületamisega rikkunud oma kohustusi, kui ta saab näidata, et standardi ületamise põhjustas väljaspool tema siseriiklikku jurisdiktsiooni asuv saasteallikas.

Seepärast võib vastuvoolu jääva vee kvaliteet rahvusvahelisi piire ületavate veekogude keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määra kindlakstegemisel olla otsustava tähtsusega tegur ning segunemiskiirkonna vastuvõetavuse otsustamisel võib olla oluline, kuidas seda arvesse võtta.

Näiteks 1990ndatel aastatel takistas Maasi jões tuvastatud diurooni tase ajutiselt joogiveevõttu Madalamaades. Suur osa kõnealusest diuroonist oli pärit välismaalt.

Tegelikult mõjutavad päriivoolu jääva vee kvaliteeti kõik (punkt)reostusallikad, kust lastakse heidet allavoolu asuvasse veekogudesse. Sellised allikad võivad paikneda erinevates veekogudes. Kahe veekogu piir võib olla ka kahe riigi vaheline piir.

Allpool joonisel 13.1 toodud näide illustreerib asjaolu, et vesikond võib koosneda mitmest veekogust. Aine taustakontsentratsioon veekogude A ja B piiril sõltub vastuvoolu asuvate veekogude vooluhulgast ja kogu vastuvoolu vette lastud heitekoormusest.



Joonis 13.1 Kaugel asuvate (punkt)reostusallikate ja veekogude vastasmõju

Kui uus heide kavatsetakse keskkonda lasta riigipiirist vahetult vastuvoolu jääval alal (st riigi territooriumil ei ole täielik segunemine võimalik), on pädeval asutusel selgesõnaline kohustus kaasata otsustamisprotsessi võimaluse korral ka naaberriigi pädeva asutuse esindajad.

Eeldades täielikku segunemist ja keskkonda lastud ainete inertset käitumist, näiteks aurustumise ning bioloogilise ja keemilise lagunemise puudumist, arvutatakse taustakontsentratsioon veekogude A ja B piiril järgmiselt:

$$C_b = \sum_1^i P_j / Q_{\text{veekogu}} \quad [13.1]$$

kus P_j on vastuvoolu asuvast allikast keskkonda lastud konkreetne heitekoormus (kg/s) ja Q_{veekogu} on veekogu vooluhulk.

Ainete inertset käitumist eeldades saadakse tulemuseks halvim võimalik stsenaarium. Valglapiirkonna tasandil ei pruugi see olla asjakohane, kuna suurte vahemaade läbimisel võivad kontsentratsioone mõjutada mitmesugused veekvaliteediga seotud protsessid. Kui seireandmed aine kontsentratsiooni kohta veekogus on kättesaadavad, võib C_b -na kasutada neid andmeid.

14. SEGUNEMISPIIRKONDADE VÄHENDAMISE STRATEEGIAD

Direktiivi 2008/105/EÜ artikli 4 lõikes 2 on sätestatud:

Segunemispiirkondi määravad liikmesriigid lülitavad vastavalt direktiivi 2000/60/EÜ artiklile 13 koostatud vesikonna majandamiskavadesse järgmised kirjeldused:

a) nimetatud piirkondade määratlemisel kasutatud lähenemisviisid ja meetodika, ning

b) segunemispiirkonna ulatuse edaspidiseks vähendamiseks võetud meetmed, näiteks direktiivi 2000/60/EÜ artikli 11 lõike 3 punkti k kohased meetmed või direktiivis 2008/1/EÜ osutatud lubade läbivaatamine või direktiivi 2000/60/EÜ artikli 11 lõike 3 punktis g osutatud eelneva reguleerimise nõue.

Heites sisalduvate kontsentratsioonide kahandamine parima võimaliku tehnika abil peaks vähendama keskkonnakvaliteedi standardite ületamise taset suublas ning tagama seega segunemispiirkonna ulatuse vähenemise. Tuleb aga mõista, et kui keskkonnakvaliteedi standardeid ületaval tasemel probleemset saasteainet sisaldava heite keskkonda laskmine jätkub, ei saa segunemispiirkonda täielikult kaotada. Nagu tunnistatakse direktiivi 2008/105/EÜ 10. põhjenduses, ei ole lisaks sellele võimalik looduses esinevate või looduslike protsesside käigus tekkivate ainete, näiteks kaadmiumi, elavhõbeda ja polüaromaatsete süsivesinike keskkonda laskmist täielikult lõpetada.

Tuleb meeles pidada, et eesmärk on piirata asjaomase heite kahjulikku ja eelkõige võimalikku akuutset mõju ning samuti on tähtis tagada, et mis tahes heite keskkonda laskmine ei tõstaks märkimisväärselt kontsentratsioone segunemispiirkonna settes, mis võiks ohustada direktiivi 2008/105/EÜ artikli 3 lõike 3 järgimist.

On selge, et viis, kuidas pädevad asutused vee raamdirektiivi eesmarke kehtestavad ja seejärel nende täitmist juhivad, määratakse kindlaks eelkõige liikmesriigi tasandil vesikonna majandamisprogrammi raames. Seepärast on käesolevates suuniste eesmärk pigem tähelepanu juhtimine olemasolevatele võimalustele kui kohustuslike ja siduvate põhimõtete kehtestamine.

Keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määra võib vähendada järgmiselt:

- kasutades arenevat parimat võimalikku tehnikat (protsessi juhtija poolt, või vastuvoolu heite valgala, mille tulemusel vähenevad kas käitlemise või asendamise teel reostuskoormus, heitevood või kontsentratsioonid heitvetes);
- vähendades loatingimustes heitekoormust, vooluhulka ja/või saasteainete kontsentratsioone, sealhulgas seades ajalisi piiranguid, mis võivad sõltuda suubla omadustest (vooluhulk, ümbritseva keskkonna kvaliteet, tundlike vastuvõtjate ajutine esinemine), sõltumata parima võimaliku tehnika läbivaatamisest;
- hallates muid vette lastavaid heiteid, et vähendada taustakontsentratsioone;

- vaadates läbi väljalaske korralduse¹⁸ (sealhulgas selle asukoht nii pealt- kui ka vertikaalvaates ning tehniline lahendus, st väljalaskeavade arv ja asend, heitvee väljalaskekiirus jne), et muuta algse segunemise omadusi (muutes nt heitvee voolukiirust ja väljalaske jaotumist), mis mõjutab kontsentratsioonide jaotumist suublas. (See ei mõjuta heitest tulenevaid kontsentratsioone kaugväljal ning oluline on hinnata kõiki kolme mõõdet lühiajalisest heitevoost mõjutatud veekogu ümbruses.);
- juhtida suublavooluhulka, et seda suurendada või segunemise toimimist muuta.

Heitega seotud keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määra muutmiseks tuleks kaaluda eespool nimetatud võimalusi. Seda, kas mõnda neist on konkreetse heite puhul asjakohane või võimalik kasutada, tuleks hinnata iga juhtumi puhul eraldi.

Direktiivi 2008/105/EÜ nõudeid täites peaksid liikmesriigid segunemispirkondade määramisel ja sellega seotud mõju hindamisel arvestama kolmemõõtmelisust ja muutumist ajas. Seega võib teataval asjaoludel segunemispirkonna tähtsust vähendada, vaadates heite keskkonda laskmise korralduse läbi nii, et keskkonnakvaliteedi standardite ületamise määr oleks veepinna lähedal suurem ning allapoole jäävates veekihtides väiksem, või soodustades väiksemaid kontsentratsioone teatavate vastuvõtjate läheduses.

Väljalaske tehnilise lahenduse ja asukoha võimalikke variante kaaludes tuleb arvestada kõiki protsessi ja keskkonnaga seotud tegureid, mis võivad tegelikult kasutatavaid võimalusi piirata. Heite lubamise suhtes rakendatav traditsiooniline paindlik ja reguleeriv lähenemisviis võimaldab väljalaske projekteerimisel minimeerida teatava heitekoormuse mõju keskkonnale. Ei ole ühte ja parimat väljalaskeprojekti – projekteerimist mõjutavad tegurid võivad eri olukordades nõuda väga erinevaid lahendusi. Olemasolevates võimalikes asukohtades (mida omakorda võivad piirata muud huvid, näiteks meresõiduohutus, üleujutuste ohuga seotud küsimused, juurdepääs maismaale jne) võib olla võimalik saavutada väljalaske optimaalne asukoht ja projekt, millega minimeeritakse heidete mõju kohalikele vastuvõtjatele.

Mõnel juhul võib optimaalse keskkonnaseisundi saavutamiseks **maksimeerida** esialgset segunemist väljalaskekoha läheduses (kasutades näiteks suure jõudlusega hajutit). See minimeerib kontsentratsioonide muutumist väljalaskekoha vahetus läheduses ning vähendab ka heite võimalikku lenduvust. Teiste võimalustega võrreldes võib see aga samas suurendada veekogu põhja kokkupuudet asjaomaste kontsentratsioonidega ning tingida paikset uhtumist jne.

Teistes olukordades võib optimaalse keskkonnaseisundi saavutamiseks kavandada väljalaske nii, et esialgne segunemine oleks **minimaalne**. See võib olla eriti asjakohane lenduvate heidete korral ja sellistel asjaoludel, mille puhul eelistatakse vähendada kõrvalmõjusid ning suunata heitevoog üle suubla, kasutades väikese jõudlusega pinnalähedast väljalasku, mille tulemusel moodustub veepinnal lai ja väljaveninud heitevoog, mille paksus on suubla sügavusega võrreldes väike. See piirab veekogu põhja kokkupuudet heitega ja võib selle koguni täielikult välistada, piirab kalda veesamba sügavamas osas asuvate osade kokkupuudet heitega ning võimaldab rändliikide liikumist heitevoo all (ja sellest kaugemal). Mõnel juhul kiirendab see ka protsesse veepinnal (nt reageerimine õhuga, lendumine, fotokeemiline lagunemine jne), mis vähendavad üldist kontsentratsiooni vesifaasis.

¹⁸

Vt lisad 17.7 ja 17.8.

Tähelepanu!

Käesolevate suuniste viites 16(27), lk 29 esitatud väljavõte sisaldab lisateavet Ameerika Ühendriikides kasutatavate variantide kohta.

15. JÄRELDUSED JA SOOVITUSED

Euroopa vete ülim mitmekesisus on põhjalikult dokumenteeritud. Vee raamdirektiivi eesmärk on kaitsta ja parandada sellega kaasnevaid loodusrikkusi. Redaktsioonirühm on olnud kogu aeg arvamusel, et segunemisperikondi käsitlevate ühtsete suuniste koostamisel tuleb hoolikalt kaaluda, kuidas oleks sellist mitmekesisust arvestavaid mehhanisme kõige parem kavandada, et tagada piisaval tasemel kaitse kõikidele Euroopa vetele Skandinaaviast kuni Vahemereni. See osutus mahukaks, kuid tänuväärseks ülesandeks. Siiani on väljatöötatud astmeline lähenemine hästi vastu võetud ning me loodame, et see annab Euroopa pädevatele asutustele nende keskkonnakvaliteedi standardite direktiivist tulenevate kohustuste täitmiseks vajalikku teavet.

Redaktsioonirühm soovib käesolevad suunised kahe või kolme aasta möödudes uuesti läbi vaadata pärast seda, kui liikmesriigid on jõudnud segunemisperikondade kehtestamise põhimõttega lähemalt tutvuda. See võib aidata lähenemisviiside ühtlustamise parandamiseks veelgi rohkem võimalusi leida.

16. VIITED

Üldised viited

- 1) Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, mis käsitleb keskkonnavaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ, ELT L 348, 24.12.2008, lk 84
- 2) Komisjoni direktiiv 2009/90/EÜ, millega sätestatakse vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2000/60/EÜ vee seisundi keemilise analüüsi ja seire tehnilised näitajad, ELT L 201, 1.8.2009, lk 36
- 3) Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik, EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1.
- 4) Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2006/11/EÜ teatavate ühenduse veekeskonda lastavate ohtlike ainete põhjustatava saaste kohta,¹⁹ ELT L 64, 4.3.2006, lk 52.
- 5) Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/1/EÜ saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta,²⁰ ELT L 24, 29.1.2008, lk 8.
- 6) Boxall J.B., Guymer I., Marion A. Locating Outfalls on Meandering Channels to Optimise Transverse Mixing. J.CIWEM 2002, 16. august.
- 7) Neville-Jones, P.J.D. ja C. Dorling. Outfall Design Guide for Environmental Protection. A Discussion Document. WRc aruanne ER 209E. November 1986.
- 8) Huttula T., Alvi, K. ja Peltonen A., 1998: Hydrodynamic studies on Lake Saimaa. Ilmunud kogumikus Viljanen M. ja Niinioja R., SAIMAA-SEMINAARI 1998. University of Joensuu, Publications of Karelian Inst., No 122. ISSN 0358-7437, ISBN 951-708-692-X. Lk 9–15.
- 9) Mixing in Inland and Coastal Waters, Fischer *et al* 1979, ISBN 0-12-258150-4.
- 10) How to build the Inventory of Emissions, Discharges and Losses; dokument WG E (2)-07-08a, kättesaadav CIRCA veebilehel:
http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/working_groups/priority_substances/priority_substances/02nd_meeting&vm=detailed&sb=Title
- 11) Suunis nr 7 – seire; dokument on kättesaadav CIRCA veebilehel:
http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidelines_documents&vm=detailed&sb=Title
- 12) Suunis nr 19 – pinnavee keemiline seire:
http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidelines_documents&vm=detailed&sb=Title

¹⁹ Direktiivi 76/464/EMÜ kodifitseeritud versioon.

²⁰ Läbivaatamisel.

13) Suunis nr 20 – erandid seoses keskkonnavalaste eesmärkidega:

http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidelines_documents&vm=detailed&sb=Title

Segunemisteooria

14) Rutherford J.C., River Mixing, Wiley & Sons, New York, 1994, ISBN 0-471-94282-0.

14) Fisher, H.B., Koh, R.C.Y., Imberer, I. ja Brooks, N.H., (1979), Mixing in Inland and Coastal Waters, Academic Press, ISBN: 0122581504.

Modelleerimine ja mudelid

15) CORMIX on [USEPA](#) toetatav [segunemispiirkondade mudel](#) ja alalistest [punktrestusallikatest](#) tulenevate [õiguslikult reguleeritud segunemispiirkondade](#) keskkonnamõju hindamisega seotud otsuste tegemist toetav süsteem. Selles süsteemis rõhutatakse [piirnevate alade vastasmõju](#) rolli püsiseisundis esineva [segunemise](#) ja heitevoo geomeetriliste näitajate prognoosimisel <http://www.cormix.info/>.

16) Taani Hüdraulika Instituudi tarkvara MIKE töötati välja aastatepikkuse kogemuse ja pühendunud töö tulemusel. Instituudi tarkvara võimaldab modelleerida kõikvõimalikku vett alates mägiojadest kuni ookeanideni ning joogiveest reoveeni <http://www.dhigroup.com/>.

17) Deltares toodab mitmesuguseid tarkvarapakette, mille hulka kuulub ka Delft3D – 2D/3D modelleerimissüsteem vooluveekogude, suudmealade ja rannikalade hüdrodünaamika, setete liikumise ja morfoloogia ning veekvaliteedi uurimiseks <http://www.wldelft.nl/soft/>.

18) USA keskkonnakaitseameti visuaalse **heitevoogude modelleerimise** süsteem on Windowsi keskkonnas kasutatav tarkvararakendus pinnavees esinevate veejuga ja **heitevoogude** simuleerimiseks

<http://www.epa.gov/ceampubl/swater/vplume/>.

19) TELEMAT-2D matemaatilise mudeli aluseks on lõplikel elementidel põhinev lähenemisviis ning see kavandati mitmesuguste siirdeprotsessidega seotud sügavuspõhiste dünaamiliste mittelineaarsete osatulemistega diferentsiaalvõrrandite lahendamiseks. Tegelikult kasutatakse mudelit ühe või mitme füüsilise protsessi, sealhulgas vee liikumise (veemassi säilitamise) uurimiseks <http://www.telemat-system.com/>.

Täiendav kirjandus: USA keskkonnakaitseameti veekvaliteeti ja segunemispiirkondi käsitlevad dokumendid

20) Water Quality Standards Handbook

<http://www.epa.gov/waterscience/standards/handbook/>

21) Dilution Models for Effluent Discharges, 4. väljaanne (Visual Plumes) 2003

<http://www.epa.gov/waterscience/standards/mixingzone/files/VP-Manual.pdf>

22) http://www.epa.gov/waterscience/standards/mixingzone/files/RSB_UM_PLUMES.pdf

http://www.epa.gov/waterscience/standards/mixingzone/files/1991_CORMIX2.pdf

23) Cornell Mixing Zone Expert System (CORMIX)

<http://www.epa.gov/waterscience/models/cormix.html>

24) Initial mixing Characteristics of Municipal Ocean Discharges (1985)

http://www.epa.gov/waterscience/standards/mixingzone/files/1985_Municipal_Ocean_Discharges.pdf

25) Technical Guidance Manual for Performing Waste Load Allocations. Book III: Estuaries

<http://www.epa.gov/waterscience/library/modeling/wlabook3part3.pdf>

26) <http://www.epa.gov/waterscience/library/wqstandards/mixingguide.pdf>

Muu

27) Tehniline taustadokument segunemiskiirkondade määramiseks

http://circa.europa.eu/Members/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/thematic_documents/priority_substances