

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geograafia osakond

Magistritöö ökotehnoloogias

**Päideroo kasvatamine mahajäetud turbakaevandusalal
biogaasi tootmise eesmärgil – keskkonnamõjud läbi
olelusringi**
Piret Väinsalu

Juhendajad:

MSc Janika Laht (Tartu Ülikool)

MSc Sirli Pehme (Eesti Maaülikool)

Kaitsmisele lubatud:

Juhendaja:

Juhendaja:

Osakonna juhataja:

Tartu 2015

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Kirjanduse ülevaade	6
1.1. <i>Olelusringi hindamine</i>	6
1.1.1 Üldülevaade	6
1.1.2. Olelusringi hindamise lähenemisviisid	7
1.1.3 Olelusringi hindamise olulisus ja kasutamine.....	10
1.1.4. Mõjukategooriad ja olulisemad mõjutegurid	10
1.1.5. Tundlikkuse analüüs	11
1.2. <i>Mahajäetud turbatootmisalad.....</i>	11
1.2.1. Mahajäetud turbatootmisalad Eestis	11
1.2.2. Mahajäetud turbatootmisalade korrastamine	12
1.3. <i>Päideroo (Phalaris arundinacea L.) kasvatamine energiakultuurina mahajäetud turbatootmisaladel</i>	13
1.3.1. Üldülevaade	13
1.3.2. Päideroo kasvatamise protsessi kirjeldus.....	15
1.3.3. Päideroo kasutamine energia saamiseks	16
1.3.4. Päideroo turbaalal kasvatamise keskkonnamõjud	17
1.4. <i>Biogaasi tootmisprotsessi kirjeldus</i>	19
2. Materjal ja meetodika	22
2.1. <i>Olelusringi eesmärk ja käsitusala.....</i>	22
2.1.1. Eesmärk.....	22
2.1.2. Käsitusala.....	22
2.2. <i>Olelusringi inventuuranalüüs</i>	24
2.2.1. Päideroo kasvatamine mahajäetud turbaalal	27
2.2.2. Päideroo hoiustamine	31
2.2.3. Sõnniku hoiustamine.....	32
2.2.4. Biogaasi tootmine	33
2.2.5. Biogaasi puhastamine biometaaniks	39
2.2.6. Biometaanani kasutamine transpordikütusena	41
2.2.7. Elektri ja soojuse koostootmine biogaasist	41
2.2.8. Digestaadi hoiustamine	44
2.2.9. Digestaadiga väetamine ja mineraalväetiste asendamine	46
4. Tulemused ja arutelu	52
4.1. <i>Globaalsoojenemise mõjukategooria.....</i>	53
4.2. <i>Hapestumise mõjukategooria.....</i>	59
4.3. <i>Eutrofeerumise mõjukategooria, lämmastik.....</i>	61
4.4. <i>Eutrofeerumise mõjukategooria, fosfor</i>	64
5. Kokkuvõte.....	67

6. Summary.....	70
7. Tänuavaldused	73
8. Kasutatud kirjandus.....	74

Sissejuhatus

Eestis on 9400 ha mahajäetud turbaalasad (Ramst, Orru 2009) ja lähikümnenditel on oodata nende pindala rohkem kui kahekordset kasvu (Paal, Leibak 2011). Jääksood on olulised kasvuhoonegaaside allikad (Maljanen et al. 2009) ja seetõttu on vajalik need alad taastada viisil, mis kasvuhoonegaaside emissiooni vähendaks (Hyvönen et al. 2009).

Üheks mahajäetud turbatootmisalade taastamise võimaluseks on energiakultuuride kasvatamine, mis on hea võimalus ühendada kaks vajadust – taastada mahajäetud turbatootmisalad ning samal ajal suurendada taastuenergia osakaalu. Päideroo kasvatamist energiakultuurina ja selle tegevuse kasvuhoonegaaside emissiooni on uuritud Eestis ja Soomes ning on leitud, et päideroo kasvatamine on kliimasoojenemist vähendav (Mander et al. 2012, Shurpali et al. 2009).

Tehtud on ka mõningaid olulusringi hindamisi, kus võetakse aluseks päideroo kasutamine energiaheinana (Shurpali et al. 2010, Järveoja et al. 2012), kuid neis hindamistes on vaadeldud vaid kliimasoojenemise potentsiaali. Eestis on Lavassaare mahajäetud turbatootmisalal olulusringi hindamise põhimõttel leitud, et erinevatest rekultiveerimise võimalustest on globaalse soojenemise seisukohalt parim variant kasvatada päideroogu (Järveoja et al. 2012).

Mahajäetud turbatootmisalal kasvatatud päideroo kasutamist biogaasina (elektri ja soojuste koostootmiseks või transpordikütusena) ei ole seni Eestis olulusringi hindamise meetodil uuritud. Biometaani kasutuselevõtt transpordikütusena on Eestile hetkel eriti oluline, kuna lähtuvalt Euroopa Liidu (2009) kliimaeesmärkidest on vaja 2020. aastaks saavutada seis, kus 10% transpordikütustest pärineks taastuvatest energiaallikatest. Eesti Arengufondi biometaani programmis (Vohu 2015) on võetud eelduseks, et 9,5% transpordikütustest tuleb just nimelt biometaanist. 2010. aasta seisuga oli aga taastuvatest energiaallikatest pärit kütuseid transpordis alla 1% (Jüssi jt. 2010).

Magistritöö eesmärk on leida, (1) kas mahajäetud turbakaevandusalal kasvatatud

päideroost toodetud biogaasi tasub pigem kasutada elektri ja soojuse koostootmiseks või transpordikütusena, (2) millised on olulisemad keskkonnamõjud kogu olelusringi jooksul, ning (3) millistest etappidest ja sisenditest need keskkonnamõjud pärinevad. Tulemused võimaldavad enne päideroo laialdasemalt kasvatama hakkamist hinnata, millised mõjud on sellel keskkonnale ning vastavalt ka paremini planeerida tootmisega seotud tegevusi.

1. Kirjanduse ülevaade

1.1. Olelusringi hindamine

1.1.1 Üldülevaade

Olelusringi hindamine (*Life Cycle Assessment*, LCA) on teaduslik, struktureeritud ja laiahaardeline meetodika, mille käigus saab hinnata toote või teenuse keskkonnamõju olelusringi jooksul (Wolf et al. 2012). Olelusringi hindamise meetodiline raamistik on paigas ISO standardites (ISO 14040 ja ISO 14044) alates 1997. aastast (Talve, Põld 2005) ja need annavad ette üldised juhised, kuidas olelusringi hindamist läbi viia (Finnveden et al. 2009).

Olelusring algab tavaliselt toote või teenuse jaoks vajaliku toorme hankimisega, jätkub tootmise ja kasutamisega ning lõpeb selle kõrvaldamise või ümber- töötlemisega. Hindamiseks kogutakse kokku info kõikide toote või teenuse olelusringiga seotud sisendite ja väljundite kohta ning arvutatakse keskkonnale avalduv potentsiaalne kogumõju. Hindamine võtab arvesse keskkonda, inimese tervist ja ressursse (Wolf et al. 2012). Kõikehõlmav olelusringi hindamine on vajalik selleks, et vältida probleemi liikumist mujale, näiteks ühest olelusringi osast teise, ühest regionist teise või ühest keskkonnaprobleemist teise (Finnveden et al. 2009).

Jätkusuutliku arengu kolm dimensiooni on tavapäraselt looduskeskkond, majanduskeskkond ja sotsiaalne keskkond. Probleemi mujale liikumise täielikuks vältimiseks peaks arvestama kõiki kolme valdkonda (Finnveden et al. 2009). Siiani on kesksel kohal olelusringi hindamise juures olnud keskkonnaperspektiiv (*environmental LCA*), kuid viimastel aastatel arendatakse ka majanduslikku (*Life Cycle Costing*, LCC) ja sotsiaalset (*social LCA*) olelusringi hindamist (Finnveden et al. 2009). Käesolevas töös on fookuses siiski keskkonnale suunatud hindamine, sest kõiki dimensioone ühe töö raames käsitleda oleks liiga ulatuslik ettevõtmine. Samuti on sotsiaalse ja majandusliku hindamise meetodite kasutamine alles algusjärgus.

Esimest korda analüüsiti ja hinnati olelusringi 1960ndate aastate lõpus, kuid siis oli tähelepanu vaid energial, toormekasutusel ja teatud määral jäätmetel (Talve, Põld

2005). Olelusringi hindamist hakati terviklikult arendama alles 1980ndate aastate keskel ning see on senimaani olnud pidevas kujunemises (Finnveden et al. 2009).

Tänapäeval on olemas mitmeid olelusringi hindamise meetodeid ning tihti ei ole lihtne valida, millist kasutada. Tulemused võivad erinevate meetodikate puhul olla erinevad (Finnveden et al. 2009). Tulemused sõltuvad ka subjektiivsetest valikutest süsteemi piiride ja andmeallikate osas, koondamise meetoditest, kõrvalsaaduste kasutamise valikutest ja paljust muust (Plevin et al. 2014). Sellegipoolest on meetodite paljusus paratamatu ja vajalik, kuna hinnatakse väga erinevaid tootesüsteeme ja valdkondi (Talve, Põld 2005).

Praegusel ajal tegelevad mitmed rahvusvahelised ühendused ISO standardite raames täpsemate meetodiliste soovitude andmisega ning andmete kättesaadavaks tegemisega: Ülemaailmse Keskkonnatoksikoloogia ja -keemia ühing (SETAC), kellel on olnud alates 1990. aastatest keskne roll olelusringi hindamise arengus; Ühendatud Rahvaste Organisatsiooni Keskkonnaprogramm (UNEP), Rahvusvaheline Olelusringi Hindamise Referents Andmebaas (ILCD) ja Euroopa Komisjon (Finnveden et al. 2009).

Olelusringi hindamises on ISO standardite järgi neli etappi (ISO 2006, cit. Talve, Põld 2005):

- 1) eesmärgi ja käsitusala määratlemine
- 2) inventuuranalüüs
- 3) olelusringi mõjude hindamine
- 4) tulemuste tõlgendamine

1.1.2. Olelusringi hindamise lähenemisviisid

Olelusringi hindamiseks on kaks põhilist lähenemisviisi, millele eesti keeles veel kindlaid tõlkeid ei ole: *attributional life cycle assessment* ja *consequential life cycle assessment* (edaspidi tõlgitud kui kaasnevaid mõjusid arvestav hindamine). Esimene neist arvestab toote või teenuse kõiki olulisi materjali- ja energiavoogusid olelusringi vältel. See võtab aluseks keskmise staatilise süsteemi toimimise sõltumatusena

poliitilisest või majanduslikust kontekstist. Selline olulusringi hindamine ei modelleeri tootmise muutumise mõjusid (Plevin et al. 2014).

Eelnevast erinev on kaasnevaid mõjusid arvestav olulusringi hindamine, mis hindab, kuidas erinevad potentsiaalsed otsused muudavad hinnatava süsteemi keskkonnamõju (Pehme, Veromann 2015). Sealjuures hinnatakse vaid neid süsteemi osasid, mis otsuste tulemusena muutuvad – teised osad on ebaolulised ja need võib välja jätta, kuna võrdluses jäävad need samaks (Tillman 2000).

Niisiis on *attributional* olulusringi hindamine keskmistatud ja kontekstiväline, samal ajal kui kaasnevaid mõjusid arvestav hindamine on ideaalis dünaamiline ja kontekstikeskne (Plevin et al. 2014). Plevin et al. (2014) võtab kokku, et kaasnevaid mõjusid arvestav raamistik hindab konkreetse tegevuse tagajärgi, samal ajal kui *attributional* olulusringi hindamine seda ei tee ning poliitiliste otsuste tegemise juures on mõistlik kasutada pigem kaasnevate mõjudega olulusringi hindamist.

Wenzel (2009) toob välja kolm tavapärast praktikat bioenergia süsteemide hindamiseks bioetanooli näitel, kus selgitab, miks ei saa lugeda korrektseks hindamisi, milles ei ole arvestatud sisse kõiki kaasnevaid mõjusid. Esiteks kirjeldatakse kõige ebasobivamat viisi, kus nähakse biokütust suletud süsteemina. Seal vaadeldakse kitsalt energiabilanssi ehk võrreldakse biokütuse tootmiseks kasutatud fossiilkütust saadud biokütuse (ja kõrvalsaaduse) energeetilise väärtusega. Need tööd saavad tavaliselt tulemuseks selle, et biokütuse tootmiseks kasutatud fossiilkütuse energiahulk on sama suur või isegi suurem, kui biokütusest saadav energia ning sellest tehakse järeldus, et biokütuste kasutamine ei ole mõistlik. Sellise negatiivse tulemuse põhiliseks põhjuseks on, et ei arvestata fossiilkütuse asendamist, mis leiab aset biokütuse kasutamise tõttu (Wenzel 2009).

Teise variandina arvestatakse bioenergia hindamistel sisse küll asendatud fossiilkütus ja loomasööt bioetanooli tootmise kõrvalprodukti kasutamise tõttu, kuid transporti vaadeldakse isolatsioonis oleva süsteemina. Sisse ei arvestata, et biomassi kasvatamiseks kasutatud maad ei saa kasutada algse eesmärgi täitmiseks. Need tööd saavad tavapärast tulemuseks, et asendatakse rohkem fossiilkütuseid kui kasutatakse ning biokütuse tootmine tasub keskkonna seisukohast ära (Wenzel 2009).

Kolmas ning kõige korrektsem viis on sisse arvestada ka biomassi teisi kasutusviise, mis konkureerivad biokütuse tootmisega. Wenzel (2009) toob välja, et näiteks esimese generatsiooni biokütuste puhul peaks seda võrdlema toidutootmisega ning teise generatsiooni biokütuste puhul soojuse ja elektri tootmisega. Selliste tööde tulemused näitavad tavaliselt, et biokütuste kasutamise keskkonnamõjud on suuremad võrreldes saavutatud kasuga (Wenzel 2009).

Viimast võimalust ehk kaasnevaid mõjusid arvestavat olelusringi hindamist on kasutanud Eesti tingimustes ka Pehme (2013) ning leidnud samuti, et sõnnikust ja mineraalmullal kasvatatud päideroost biogaasi tootmise puhul on tulemus kliimasoojenemist suurendav võrreldes sellega kui biogaas jäetakse tootmata ning sõnnikut kasutatakse tavapärasel viisil väetisena põllul. Samuti on suurenenud eutrofeerumine (lämmastik- ja fosforväetiste kasutamise tõttu) ja hapestumine võrreldes biogaasi mitte tootmisega.

Kasvuhoonegaaside suurenemise põhjuseks Pehme (2013) töös on päideroo kasvatamine põllumaal ning sealse varasema tootmissüsteemi asendamine ehk kaudne maakasutuse muutus. On arvestatud, et päideroo tootmiseks kasutatud maa-alal kasvatati varem otra ning seda peab kasvatama uuel alal, mille kasutusele võtmine looduslike alade arvelt põhjustab keskkonnamõju maakasutuse muutuse tõttu mujal. Pehme (2013) järeldus on, et põllumaal päideroo kasvatamine ei õigusta end keskkonna seisukohast ning parem oleks biogaasi tootmiseks kasutada poollooduslikelt rohumaadelt saadavat biomassi või muud alal, kus ei ole vaja asendada teist tootmissüsteemi.

Kaasnevaid mõjusid arvestavat raamistikku kasutatakse aina enam, et hinnata bioenergia kasutamise mõjusid põllumajanduse ja energiasüsteemide juures (Styles et al. 2014) ning seda kasutatakse ka käesolevas magistritöös. Plevin et al. (2014) on ka välja toonud, et selle järgi saab teha paremini poliitilisi otsuseid. Ka antud magistritöö eesmärgiks on anda soovitusi biogaasi tootmiseks turbaaladel lähtuvalt tootmise keskkonnamõjudest, kasutades kaasnevaid mõjusid arvestavat metoodikat, mis võimaldab hinnata planeeritava muutuse mõju.

Kirjandusest lähtub, et vähetõenäoline on saada põllumaal bioenergia tootmise juures positiivset keskkonnamõju arvestades kaasnevaid mõjusid. Siiski, turbaalal, kus ei ole vaja arvestada muu tootmissüsteemi asendusega, võib tulemus olla positiivne, nagu näitas ka Pehme (2013) pool-loodusliku heina kasutamise stsenaarium, kus samuti ei olnud vajadust asendada teist tootmissüsteemi.

1.1.3 Olelusringi hindamise olulisus ja kasutamine

Olelusringi hindamise mõtteviis on saanud laialdaselt tunnustatuks kui põhimõte, mille järgi hinnata toodete ja teenuste keskkonnamõju. Euroopa Liidu poliitikas on olelusringi mõtteviis alustalaks mitmetes Euroopa Liidu strateegilistes dokumentides (nt ressursikasutuse ja jäätmemajanduse valdkondades) ja sellel on oluline roll ka direktiivides (nt jäätmedirektiiv 2008/98/EÜ) (Wolf et al. 2012).

Samuti kasutatakse olelusringi hindamist toodete sertifitseerimise süsteemide ja jätkusuutlikkuse standardite juures (Plevin et al. 2014) ning sellel on aina olulisem tähtsus poliitiliste otsuste mõjude hindamisel, samuti jätkusuuliku tootmise ja tarbimise jälgimise juures (Wolf et al. 2012). Olelusringi hindamist kasutatakse ka, et kirjeldada alternatiivsete tootesüsteemide kasulikkust kliimamuutuste leevendamise perspektiivist nii akadeemilises kirjanduses kui ka raportites, mis on mõeldud poliitikakujundajatele (Plevin et al. 2014).

1.1.4. Mõjukategooriad ja olulisemad mõjutegurid

Mõjukategooriad mõjutavad üldjuhul vähemalt ühte kolmest aspektist: inimese tervis, loodusressursid või looduskeskkond (Wolf et al. 2012). Mõjukategooriad valitakse nii, et saaks kirjeldada hinnatava toote olelusringi mõju (Talve, Põld 2005). Põllumajanduslike süsteemide juures on olulised mõjukategooriad globaalsoojenemise potentsiaal, eutrofeerumise potentsiaal, hapestumise potentsiaal ja taastumatute ressursside ammendumise potentsiaal (Styles et al. 2015), kuid mõjukategooriad on veel palju: näiteks osoonikihi kahjustumine, toksilisus inimesele, fotokeemilise osooni moodustumine, maismaa- ja veesüsteemide ökotoksilisus, materjali ja energiaressursside ammendumine (Wolf et al. 2012).

Bessou et al. (2012) ülevaartikkel mitmeaastaste bioenergiataimede olelusringi hindamistest võtab kokku, et nende olelusringis omab kliimasoojenemise, toksilisuse

ja eutrofeerumise kategooriates kõige suuremat mõju kasvatamise staadium, kuid sellele on tihti liiga vähe tähelepanu pööratud. Mõjude põhipõhjustajateks on väetiste ja pestitsiidide tootmine ja kasutamine. Globaalse soojenemise kategoorias on olulised ka kasvuhoonegaaside emissioonid põllumaalt. Arvestades kasvatamise suurt tähtsust, on oluline kirjeldada täpselt kasvatamise süsteemi ja sellele vastavate andmete saamist. Samuti on oluline teha hindamine mitme aasta peale, arvestades et aastati on tingimused veidi erinevad.

1.1.5. Tundlikkuse analüüs

Tundlikkuse analüüsi käigus muudetakse teatud määral parameetrite väärtusi ning kontrollitakse nende muudatuste mõju olulusringi hindamise tulemustele. Sellega saab teha kindlaks olulised parameetrid, mis võivad mõjutada olulusringi hindamistulemuste usaldusväärsust (Talve, Põld 2005). Tundlikkuse analüüsi tehakse tavapäraselt kõige ebakindlamatele parameetritele, näiteks N₂O emissioonid põllult, millel on oluline roll kliimasoojenemisele, kuid mille andmete ebakindlus on suur, kuna tavapäraselt kasutatakse selle hindamiseks IPCC emissioonifaktoreid (Cherubini et al. 2009).

1.2. Mahajäetud turbatootmisalad

1.2.1. Mahajäetud turbatootmisalad Eestis

Eestis on turvast laialdaselt kütusena kasutatud juba 18. sajandist alates ning see on põlevkivi ning puidu järel tähtsusest kolmas kohalik kütus (Paal, Leibak 2011). 1950ndatest aastatest võeti kasutusele tänapäevane freeskaevandusmeetod, misjärel kasvas freesalade pindala kiiresti. Praeguseks on kasutatav turbaala võrreldes nõukogude perioodiga vähenenud ning ulatub 19 524 hektarini. Kaevandamismahud on olnud stabiilsed alates 1990. aastate algusest: 1–1,2 miljonit tonni aastas (Ramst, Orru 2009).

Eesti Geoloogiakeskus viis Keskkonnaministeeriumi tellimusel aastatel 2005–2008 läbi revisjonitöö mahajäetud freesalade seisundi välja selgitamiseks. Senise turba-kaevandamise tulemusena on Eestis 98 mahajäetud freesala, mille kogupindala on 9400 ha ja turbavaru 13 miljonit tonni (Ramst, Orru 2009). Lähikümnenditel on aga

oodata mahajäetud turbatootmisalade rohkem kui kahekordset kasvu (Paal, Leibak 2011).

Väga oluliseks probleemiks on Eestis mahajäetud turbatootmisaladelt eralduv suur süsinikdioksiidi (CO₂) emissioon (Paal 2011). Süsinik on talletunud põhjamaistele sooladele turba moodustumise käigus alates viimasest jääajast (Maljanen et al. 2010), kuid rikutud turbaalal turvast enam juurde ei teki, vaid see mineraliseerub ja eraldub CO₂. Selle põhjuseks on veetaseme alanemine (loodusliku soo puhul on turvas veega küllastunud) ja sellest tulenevad aeroobsed tingimused turbas. Ka Mander et al. (2012) leidsid Eesti mahajäetud turbaalal, et on tihenäoline seos põhjavee sügavuse ja CO₂ emissioonide vahel – mida kõrgemal oli põhjavesi, seda väiksemad olid CO₂ emissioonid.

Oluline oleks nii palju kui võimalik kaevandamiseks ära kasutada need turbaalad, kus juba on looduslik seisund rikutud ning mitte võtta kasutusele veel puutumata ja heas seisundis looduslikke turbaalasid (Aljaste 2012). Lisaks on täielikult ära kasutatud turbamaardla kasvuhoonegaasid väiksemad, kuna vähem jääkturvast mineraliseerub (Paal 2011). Eesti Geoloogiakeskuse poolt läbiviidud revisjonitöös uuriti kaevandamise taasalustamise võimalusi juba kasutatud aladel ning leiti, et majanduslikke, keskkonnakaitselisi ja tehnoloogilisi aspekte arvestades, on kasutatav vaid 2000 ha, kus on kokku 8 miljonit tonni turvast (Ramst, Orru 2009). Niisiis on suur hulk mahajäetud turbatootmisalasid, millel turba edasine kaevandamine ei ole mõistlik ning need alad vajavad taastamist, et vähendada kasvuhoonegaaside emissioone.

1.2.2. Mahajäetud turbatootmisalade korrastamine

Eesti Vabariigi Maapõueseaduse (RT I 2004, 84, 572) § 48 Maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastamine punkt (1) kohaselt on kaevandamisloa omanik kohustatud maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastama korrastamisprojekti alusel. Siiski on praegused mahajäetud turbakaevandusalad enamjaolt korrastamata. Selle üheks põhjuseks on see, et enamik freesalasid on mahajäetud 20–30 aastat tagasi Nõukogude Liidu perioodil, kui polnud kohustust pärast kaevandamist rikutud ala korrastada ning endiste kolhooside maad kuuluvad nüüd

riigi omandisse, kes ei ole leidnud vahendeid nende korrastamiseks (Ramst, Orru 2009).

Eestimaa Looduse Fondi uuring “Melioreeritud turbamaardlate kasutusvõimaluste hindamine. Pilootprojekt” (Aljaste 2012) soovib edasiseks kaevandamiseks mittesobivad alad korrastada vastavalt nende olukorrale. Näiteks pool-looduslikena säilinud alad tuleks viia tagasi looduslikku olekusse, et nad muutuksid uuesti süsiniku sidujateks. Maardlates paiknevad rohumaad, aktiivses kaevanduses olevad alad ning jääksood on aga kõik suured kasvuhoonegaaside emiteerijad ning need tuleks taimestada/metsastada (Aljaste 2012).

Freesturba kaevandamisega ammendatud jääksoid on aga väga keerukas taastada, kuna nende pindala on suur ja pinnamood tasane, looduslik taimestumine võib kesta aastakümneid ja ka siis võib tulemus oluliselt erineda looduslike rabade omast või võib ala hoopis võsastuda (Paal 2011). Taastatud soodes on näha ka kõrgeid süsinikuemissioone, mis tulenevad peamiselt CH₄ eraldumisest. Ka looduslikus seisundis sood võivad kohati olla süsinikugaaside (CO₂ ja CH₄) emiteerijad, kuid see oleneb vastava aasta ilmastikutingimustest (Maljanen et al. 2010).

Eesti tingimustes on võrreldud olulusringi hindamise põhimõttel mahajäetud turbaala taastamise erinevaid alternatiive kliimasoojenemise seisukohast (Järveoja et al. 2012) ning leitud, et päideroo kasvatamine on süsinikuemissioone siduv ja parim alternatiiv võrreldes teiste ala kasutusviisidega (märgalaks taastamine, metsastamine või ala samaks jätmine). Päideroo kasvatamise juures on lisaks kliimasoojenemise vähendamisele positiivne saadav biomass ja erosiooni takistamine, negatiivne aga ala monokultuursus, vähene elurikkus, kuivendamise mõju jätkumine, tuleoht ning väetamise ja lupjamise mõju.

1.3. Päideroo (*Phalaris arundinacea* L.) kasvatamine energiakultuurina mahajäetud turbatootmisaladel

1.3.1. Üldülevaade

Päideroog (*Phalaris arundinacea* L.) on laia ökoloogilise amplituudiga mitmeaastane heintaim, mis looduslikult kasvab mere, järvede ja ojade kallastel ning teepeenardel

(Värnik 2011). Liik on kõrge saagikusega ja püsiv ning kasvab hästi ka turvasmuldadel. Päideroog eelistab paras- ja liigniiskeid muldi kuivadele ja põuakartlikele, kuid on siiski hea põuakindlusega. Samuti talub taimestik hästi pikaajalisi üleujutusi, kuid mitte pidevat liigniiskust (Jääkrabade...2009). Päideroole on iseloomulikuks stabiilne saak, mis ei sõltu oluliselt ilmastikutingimustest (Noormets 2007).

Soomes tehtud uuringute põhjal on päideroog sealsetes tingimustes turbaaladel kõige parema saagikusega energiahein (Heinimö, Alakangas 2006). Päideroo kasvatamise energiatootmiseks teeb sobivaks ka see, et kasvamise perioodil on väga vähe või ei ole üldse vajadust kasutada umbrohu- ja kahjuritõrjet (Põllumajandusministeerium 2007).

Soomes alustati päideroo kasvatamisega mahajäetud turbaaladel 1990. aastate keskpaigast (Shurpali et al. 2013). Aastal 2008. kasvatati Soomes päideroogu 19 000 hektaril ning projektsiooni kohaselt 2012. aastal 100 000 hektaril (Hyvönen et al. 2009). Siiski ei olnud Paal (2011) andmete kohaselt 2011. aastale eelnevatel aastatel päideroo kasvatamine Soomes oluliselt suurenenud, kuna toetusraha ei olnud piisavalt motiveeriv. Samuti ei koristata kogu kasvatatud päideroogu põllult. Näiteks 2004. a kasvatati Soomes päideroogu 8700 hektaril ja saaki koristati vaid 2000 hektaril (Heinimö, Alakangas 2006).

Siiani on päideroogu Eestis kasvatatud loomasöödaks (Noormets 2007), kuid soomlaste eeskujul on suurenenud huvi selle kasvatamise vastu energiakultuurina. Aastatel 2007–2010 kasvasid päideroogu Eestis energiakultuurina kaks ettevõtet. Ühel ettevõttel saak ikaldus, kuid teine, AS Starfeld, kasutas seda oma hoonete kütmiseks. Päideroogu kasvatati veidi rohkem kui 100 hektaril ja saagikus oli umbes 300 tonni (Kippa 2011). Võrdluseks – Lätis kasvatatakse päideroogu rohkem kui 800 hektaril (Jansone et al. 2012) ja Soomes 2008. aasta andmete põhjal 19 000 hektaril (Hyvönen et al. 2009).

Eesti Maaülikool on teinud 2011. aastal Eestis päideroo kasvatamise ja kasutamise majandusliku hinnangu, kus on kirjeldatud kasvatamise ja kasutamise protsesse, neid majanduslikult hinnatud heina põletamise ja biogaasi tootmise seisukohast (Värnik 2011). 2006. aastal alustas AS Tootsi Turvas ammenduval turbaväljal päideroo

kasvatamise ettevalmistamisega ning 2007. aastal külvati 30 hektarile katsepõllud. AS Tootsi Turbale kuuluvale alale külvas üheksale hektarile päideroogu ka Jõgeva Sordiaaretuse Instituut (Paal 2011). Seni on sealset päideroopõldu kasutanud uuringu-aladena ka Eesti Maaülikool ja Tartu Ülikool.

1.3.2. Päideroo kasvatamise protsessi kirjeldus

Päideroopõllu rajamiseelse aasta sügisel valmistatakse maa ette. Kui turbaalal kasvab taimestikku, siis hävitatakse see glüfosaadiga (Paal 2007). Üldjuhul ei ole mahajäetud turbaväljal algselt taimkatet ega umbrohtude seemnevaru ja seetõttu keemilise taimekaitse vajadus on minimaalne või puudub sootuks (Jääkrabade...2009). Enne külvi tuleb turbamaad künda (Värnik 2011), kuid külvieelne maa harimine peab olema pindmine, et peenike seeme ei satuks liiga sügavale mulda (Jääkrabade...2009).

Kuna jääksood on toitainevaesed, siis on saagikuse tõstmiseks oluline neid väetada. (Paal 2011). Väetisetarve päideroo kasvatamiseks turbaaladel on väike ning selleks sobib ka tuhk, reoveepuhastite jääkmuda ja erinevad kompostid (Paal 2007). Värniku (2011) järgi väetatakse päideroo põldu esimest korda kolm nädalat pärast rohukasvu algust. Teist korda väetatakse nädal pärast esimest saagikoristust.

Väetamise norm oleneb sellest, milleks päideroogu kasutatakse ja mitu korda aastas niidetakse, samuti mulla toitainete sisaldusest (Jääkrabade...2009). Eesti Maaülikooli katsejaamas tehtud mitmeniitelise stsenaariumiga uuringu põhjal ei ole lämmastikku mõtet anda üle 200 kg/ha, kuna pärast seda juurdekasv aeglustub, lämmastiku efektiivsus väheneb ja saagi omahind tõuseb (Värnik 2011). Jääkrabade rekultiveerimise projekti aruande (2009) põhjal on aga hästilagunenud turbamullal lämmastikuvajadus väiksem, sest seal on lämmastiku varu suurem. Lämmastikku on vaja 100-130 kg/ha.

Turvasmullad on fosfori ja kaaliumi vaesed ning seetõttu vajavad mitmeniitelise stsenaariumi korral aastas P 45-55 ja K 170-200 kg/ha (Jääkrabade ...2009). Paal (2007) andmetel antakse turbamullal koristusaastal fosforit 30 kg/ha ja kaaliumi 60 kg, lämmastikku ei ole mõtet anda üle 60 kg/ha, sest taimede vajalikku lämmastikku vabaneb ka taimse biomassi kõdunemisega,

Jääksood on happelised ning seetõttu peab neid vastavalt vajadusele lupjama. Päideroog suudab siiski taluda happelisemat keskkonda kui tavapärane põllukultuur (Paal 2011). Päideroo kasvatamiseks turvasmullal peaks mulla pH olema suurem kui 5,0 ja kui muld on happelisem, siis on vaja ala lubjata (Jääkrabade...2009).

1.3.3. Päideroo kasutamine energia saamiseks

Päideroogu saab kasutada nii energiaheinana küttekateldes põletamiseks kui ka biogaasi tootmiseks. Biogaasi on seni rohkem toodetud Lääne-Euroopas ja päideroo põletamist on enim kasutatud Põhja-Euroopas (Soomes ja Rootsis) (Noormets 2007). Soomes on kõige laialdasemalt kasutuses päideroo kasvatamine energiaheinana. Päideroogu põletatakse tavaliselt koos puidu või turbaga, kuna eraldi oleks sellel liiga suur tuhasus ja metallide sisaldus (Noormets 2007). Üldjuhul koristatakse saaki kevadel, kuna sel ajal on taimedes väikesem mineraalainete ja aluseliste metallide sisaldus (liiga suur sisaldus mõjub halvasti põletusjaamade kateldele), samuti on kevadine niiskusesisaldus põletamiseks sobivam.

Kevadine koristus on sobiv siiski vaid põhjapoolsematel aladel, kus maa üles sulamine pärast lumikatte kadumist on aeglasem (Noormets 2007). Eesti tingimustes ei ole kevadine koristus otstarbekas (Heinsoo et al. 2011). Võrreldes Soomega on meil kevadeti rohkem sadusid ning maa sulab kiiremini üles ja on seetõttu märjem (Noormets et al. 2007). Heinsoo et al. (2011) uurimuses jäid kevadel paljud põllud märgade olude tõttu koristamata või olid koristamisel suured kaod, kusjuures turbamullal asetsevad päideroopõllud olid kõik liiga märjad, et neid oleks saanud raskete põllutöömashinatega koristada.

Samas selgus Heinsoo et al. (2011) tööst, et kloori, väevli ja lämmastiku sisalduse erinevus polnud sügisel ja kevadel statistiliselt oluline, sest mineraalainete sisaldus vähenes suvega võrreldes tugevasti juba sügiseks. Tuhasus on küll sügisel päiderool suurem kui kevadisel, kuid Heinsoo et al. (2011) hinnangul ei ole see Eesti katlamajades nii suur probleem, kuna need on ehitatud vastupidavaks turba tuhasusele, mis jääb samasse vahemikku. Niisiis võiks Eestis päideroo põletamiseks koristada saaki ka sügisel.

Päideroo kasvatamisel biogaasi tootmiseks on seda otstarbekas niita kaks korda aastas (Kandel et al. 2013c, Seppälä et al. 2009, Värnik 2011). Kandel et al. (2013c) kohaselt toodetakse kahe niitmise ja kaks korda väetades 45% rohkem metaani kui ühe niitmise ja üks kord väetades (vastavalt 5430 Nm³/ha ja 3735 Nm³/ha). Oluline on lenduvate orgaaniliste ühendite hulk tooraines – suurem hulk tähendab suuremat biogaasi väljatulekut (Hamelin et al. 2011).

Kui vaadelda metaani tootlikkust, siis Kandel et al. (2013c) ei leidnud suvise ja sügise niite lõplikus metaani tootluses suurt erinevust. Suvisel niitel oli metaanisaldus madalam kui sügisel, samas biogaasi tootlus oli veidi suurem. Metaani tootlus on seotud kiudainesisaldusega ning kokkuvõttes jäi see samale tasemele nii suvel kui ka sügisel. Seppälä et al. (2009) leidsid aga, et esimese niite biogaasi metaanisaldus hektari kohta oli alati suurem kui teise niite metaanisaldus, kuna esimesel niitel oli nii suurem kuivmassisaagikus kui ka metaanisaldus. Ka Prochnow et al. (2009) toob välja, et taimede hilisem arengufaas mõjutab biogaasi väljatulekut negatiivselt, kuna suureneb toorkiu osakaal (koosneb põhiliselt hemitselluloosist ja ligniinist, mis lagunevad anaeroobsetes tingimustes raskelt).

Väetamine mõjutab saagikust ja metaani tootlust – Kandel et al. (2013c) töös oli madal soo turbaalal pärast esimest niitmist uuesti väetades teise niitmise biomassi ja ka metaani hulk suurem kui teist korda mitte väetades. Suurem lämmastikuga väetamine vähendab küll metaani tootlikkust, kuid kuna tänu lämmastikväetisele on saagikus oluliselt suurem ja seetõttu on metaani tootmine ühe hektari kohta suurenenud (Masse et al. 2011).

1.3.4. Päideroo turbaalal kasvatamise keskkonnamõjud

Järgnevalt on välja toodud päideroo kasvatamise keskkonnamõjude uuringud Eestile lähedastes kliimaatilistes tingimustes turbamullal. Enim on uuritud keskkonnamõjusid kasvuhoonegaaside seisukohast.

Eestis on uuritud turbaalal päideroo kasvatamise keskkonnamõjusid kliimasoojenemise perspektiivist ehk kasvuhoonegaaside bilansi muutust (Järveoja et al. 2012, Mander et al. 2012). Mõju kasvuhoonegaaside bilansile on uuritud ka Soomes

(Hyvönen et al. 2009, Shurpali et al. 2013, Shurpali et al. 2008, Shurpali et al. 2009, Shurpali et al. 2010) ja Taanis (Kandel et al. 2013a,b).

Soomes on Shurpali et al. (2009) uurinud süsinikdioksiidi emissioone päiderooga kaetud kuivendatud turbamullal, kus väetati mineraalväetisega kord aastas (59,5 kg N, 14,0 kg P ja 45,5 kg K hektari kohta) ning lubjati vastavalt vajadusele. Tulemusena leiti, et CO₂ emissioonid sõltuvad niiskuseludest vastaval aastal – märjemal aastal käitub ala kui süsiniku siduja, kuid kuivemal aastal on ala vaid nõrk siduja või kõigub siduja-emiteerija piirimail. Kokkuvõttes nelja aasta peale (2004–2007) akumulerus ökosüsteemis süsinikku 398 g m⁻² ja süsinikubilanss jäi vahemikku -9 kuni -211 g C m⁻²a⁻¹. Kokkuvõttes järeldati, et perspektiiv tulevikus turbaaladel päideroo kasvatamiseks on hea, kuna IPCC 2007. aasta raporti kohaselt on suurematel laiuskraadidel prognoositud tulevikus 20% rohkem sademeid, mis mõjub positiivselt päideroo saagikusele ja suurendab CO₂ sidumist (Shurpali et al. 2009).

Shurpali et al. (2010) tehtud olelusringi hindamine kliimasoojenemise perspektiivist näitab, et kõige suurem mõju on ökosüsteemi CO₂ emissioonidel ja päideroo saagikusel, väiksem tähtsus oli teistel kasvuhoonegaasidel ja päideroo tootmis-tegevusest tuleneval mõjul. Ka sealt tuleb välja ilmastikutingimuste olulisus, kuna kuivadel aastatel olid päideroo põletamiseks kasutamise kasvuhoonegaaside neto-emissioonid võrreldavad kivisöe emissioonidega (süsiniku sidumine mulda oli vähene ja päideroo saagikus madal). Samas märgadel aastatel olid kasvuhoonegaaside emissioonid vaid kolmandik kivisöega võrreldes, kuna süsiniku sidumine oli suur ning saagikus hea. Kokkuvõttelikult toodab päideroo kasutamine keskmiselt 40% vähem CO₂ ekvivalenti ühe MWh kohta kui tavapärase energiaallikas nagu kivisüsi.

Taani tulemused (Kandel et al. 2013b) näitasid, et päideroog oli turbamullal väga vähene süsinikuemiteerija ja mitte edukam siduja kui kevadoder. Samas tõdeti ka võimalust, et laiemalt olelusringi hindamises kasvuhoonegaaside bilanssi vaadates võib madal lämmastikväetise kasutamine ja suur saagikus bioenergia tootmiseks mõjuda positiivselt, kuna saab asendada fossiilkütuseid ja sellest tulenevaid kasvuhoonegaase. Täpsemate tulemuste saamiseks rõhutati vajadust teha põhjalikum olelusringi hindamine.

Kandel et al. (2013a) mõõtsid oma teises töös kasvuhoonegaase eeldusega, et biomass läheb biogaasiks ning seetõttu niideti kahel korral aastas, suvel ja sügisel. Eelnevalt välja toodud töödes arvestati ühekordse saagi koristusega, kuna eeldus oli et biomass läheb põletamiseks. Kandel et al. (2013a) mõõtsid kasvuhoonegaaside bilanssi kahe niitmise vahepeal, 100 päeva jooksul, ning leidsid, et nii üheniitelise kui ka kahe niitelise stsenaariumi korral toimus CO₂ emiteerimine ning kaks korda väetades olid emissioonid oluliselt suuremad kui üks kord väetades. N₂O emissioonid olid 10 korda suuremad juhul, kui pärast esimest niitmist uuesti väetati. CH₄ emissioonid olid kõigis süsteemides ebaolulised. Kuigi kahekordse väetamisega süsteemis olid kasvuhoonegaaside emissioonid oluliselt suuremad, märgivad autorid, et vaadates kogu olelusringi, võib suurem saagikus väetatud alalt asendada suuremal hulgal fossiilkütuseid ja kompenseerida sellega suurenenud hulga kasvuhoonegaase kasvamise etapil. Selleks, et selles küsimuses selgust saada, tuuakse välja vajadus teha olelusringi hindamine võttes arvesse kogu päideroo olelusringi.

Eestis on leitud, et päideroo kasvatamisega mahajäetud turbaalal seotakse rohkem kasvuhoonegaase kui alalt emiteerub (Mander et al. 2012). Lisaks on olelusringi hindamise põhimõttel leitud, et päideroo kasvatamine energiaheinana on ainus viis saavutamaks kliima jahutusefekti võrreldes mitmete teiste ammendunud turbaala kasutusvõimalustega (Järveoja et al. 2012).

Eelnevalt välja toodud töödelt on näha vajadust teha täielik olelusringi hindamine päideroo kasvatamisele turbaalal. Turbaalal päideroo kasvatamise kohta seni kõiki olelusringi protsesse arvesse võttev ja kliimasoojenemisele lisaks teisi olulisi mõjukategooriaid arvestav töö puudub. Cherubini et al. (2009) toob välja, et väga oluline on hinnata energiakultuuride kasvatamisel ka teisi mõjukategooriaid lisaks kliimasoojenemise potentsiaalile, kuna positiivse mõju kliimasoojenemise seisukohalt võib tasandada näiteks väetiste ja pestitsiidide kasutamisest tulenev saaste vette ja pinnasesse.

1.4. Biogaasi tootmisprotsessi kirjeldus

Biogaas on käärimisgaas, mis sisaldab 55–70% ulatuses metaani ning 30–45% ulatuses süsihappegaasi (Deublein, Steinhauser 2008). Biogaasi kasutamises on kõige arenenumad riigid Saksamaa, Austria, Inglismaa ja Rootsi (Noormets 2007).

Biogaasi tootmine toimub hapnikuvabas keskkonnas, kus mikrobioloogiliste protsesside tulemusel lagundatakse orgaaniline aine. Protsessi põhiproduktideks on biogaas ja digestaat. Erinevalt aeroobsest lagunemisest (komposteerimisest), kus vabaneb palju soojusenergiat, muundub anaeroobsel kääritamisel suur osa energiast metaaniks ning vaid väga väike osa soojuseks (Seadi et al. 2008).

Metaani saagikus sõltub paljudest faktoritest, nagu substraadi koostis ja biomassi suurus, erinevate ainete omavaheline osakaal, biomassi mikrobioloogiline lagundatavus, kuivaine ja orgaanilise kuivaine sisaldus ja toitainete omavaheline suhe. Samuti on oluline kääritamise tehnoloogia, näiteks etappide arv, temperatuur, biogaasi reaktoris viibimise aeg, biomassi segamise sagedus ja lisatava substraadi kogus ja lisamise sagedus (Deublein, Steinhauser 2008).

Anaeroobsed biogaasireaktorid toimivad psührofiilsetes (kuni 25 °C), mesofiilsetes (25–40°C) või termofiilsetes (45–70 °C) tingimustes. Biogaasi tootmine toimub tavapäraselt nelja sammuna, kus erinevat tüüpi mikroorganismid lagundavad algset materjali väiksemateks komponentideks. Need etapid toimuvad reaktoris üksteisega paralleelselt ja kogu protsessi kiiruse määrab kõige aeglasemini toimuv reaktsioon. Metanogenees on kriitiline etapp biogaasi tootmises, kuna see on kõige aeglasem ja see on tugevalt mõjutatud tootmistingimustest nagu näiteks tooraine koostis, temperatuur ja pH. Metanogeneesi pärsib reaktori liigne täisladustamine, temperatuurimuutused või liigse hapniku juurdepääs (Seadi et al. 2008).

Biogaasi saab toota puhtalt rohtsest biomassist või saab seda segada näiteks sõnniku või reoveesetega (Noormets 2007). Praktikas kääritatakse tavaliselt rohtne biomass koos läga ja teiste põllukultuuridega (Prochnow 2009). Loomasõnnikul üksi on metaani väljatulek üsna madal ning seetõttu ongi mõistlik lisada teisi substraate, millel on suurem metaani väljatulek (Seadi et al. 2008). Selle põhjuseks on see, et sõnnik üksi on tavaliselt liiga vedel ning ei sisalda piisavalt lihtsalt lagunevat süsinikku, et saada sealt suur metaani väljatulek. Lisaks on lämmastikku sõnnikus tihti rohkem kui kääritamisprotsessis mikroobidele vaja on ning C:N suhe on liiga madal. Rohtse biomassi lisamine aitab neid probleeme lahendada (Hamelin et al. 2011).

Biogaasi saab kasutada põletamiseks elektri ja soojuse koostootmisjaamas või siis puhastada see Rootsi standardi SS 155438 järgi vähemalt 95% metaanisisalduseni ja kasutada transpordikütusena (Huguen, Le Saux 2010). Kompresseeritud biometaan (CNG) on väga hea transpordikütus ja mitmed riigid nagu Saksamaa ja Rootsi rajavad praegu arvukaid CNG kütusetanklaid (Wenzel 2009).

2. Materjal ja metoodika

2.1. Olelusringi eesmärk ja käsitusala

2.1.1. Eesmärk

Magistritöö eesmärk on keskkonna seisukohalt võrrelda mahajäetud turbaalal kasvatatud päideroo kasutamise erinevaid stsenaariumeid: 1) sõnnikuga kooskäritamise teel saadud biogaasi elektri ja soojuse koostootmisjaamas põletamine 2) sõnnikuga kooskäritamise teel saadud biogaasi puhastamine biometaaniks ning selle transpordikütusena kasutamine. Päideroo kasutamise stsenaariumeid võrreldakse turbaala algsesse taimestamata olekusse jätmisega.

Võimalikult täpse tulemuse saamiseks võetakse arvesse kogu päideroo olelusringi ja kasutatakse kaasnevaid mõjusid arvesse võtvat olelusringi hindamist. Saadud tulemus on vajalik selleks, et informeeritumalt otsustada turbaala kasutusviis: kas ja kuidas oleks keskkonna seisukohast päideroo kasvatamine ja kasutamine kõige otstarbekam.

Eesmärgi täitmiseks viiakse läbi päideroo kasvatamise ja kasutamise inventuuranalüüs ja olelusringi hindamine, mille tulemusena:

- 1) selgitatakse välja päideroo kasvatamise ja kasutamisega seotud sisendid ja väljundid Eesti kliimatingimustes ühe hektari turbaala kohta;
- 2) tuuakse välja päideroo kasvatamise ja kasutamise olulisemad keskkonnamõjud ning;
- 3) analüüsitakse millistest etappidest ja sisenditest need pärinevad.

2.1.2. Käsitusala

Süsteemi piirid

Süsteemi käsitletakse terviklikult ehk nn „hällist hauani“: päideroo kasvatamisest kuni sellest toodetud biogaasi kasutamiseni vastavalt erinevatele stsenaariumitele:

- 1) Biogaasi kasutamine elektri ja soojuse koostootmisjaamas
- 2) Biogaasi puhastamine ning transpordikütusena kasutamine

Võrdluseks on ala kasutamata jätmise ning siinjuures arvestatakse, et kuna päideroogu ei kasutata, siis toimuvad kõik seotud protsessid tavapärasel viisil (näiteks

mahajäetud turbatootmisala kasvuhoonegaaside vood, väetiste, fossiilkütuste ja sõnniku kasutamine tavapärasel viisil).

Ulatus

Arvesse võetakse kõiki olulisemaid sisendeid ja väljundeid olelusringi jooksul (15 aastat). Arvestatakse, et toodetud elekter asendab põlevkivi, toodetud soojus maagaasi ja biometaan asendab bensiini. Lisaks arvestatakse ka kõrvalsaaduste (biogaasi tootmisel digestaat) kasutamisega. Võetakse ka arvesse, et kuna suureneva biogaasi tootmise korral võetakse kasutusse suuremas koguses sõnnikut, ei käidelda kasutatavat sõnnikut enam tavapärasel moel otseväetisena.

Arvestamata on jäetud infrastruktuuri arendamine (ehitised, masinad, teed), kuna nende osatähtsus on eeldatavalt väike. Need on sageli välja jäetud ka teistes energia-kultuuride olelusringi hindamistes (Bühle et al. 2012, Brühle et al. 2011, Hakala et al. 2012, Dressler et al. 2012).

Geograafiliseks ulatuseks on Eesti ja töös on võimalusel kasutatud Eesti andmeid (näiteks kasvuhoonegaaside emissioonide andmed nii päiderooga taimestatud kui ka taimestatamata mahajäetud turbatootmisalalt Lavassaares, Eesti veisesõnniku andmed, Eestis tavapärase viljavahelduse andmed). Mõnel juhul siiski Eesti kohta andmed puudusid ning sel juhul on kasutatud andmeid võimalikult sarnastest tingimustest.

Talitusühik

Talitusühik on võrdlusühik selleks, et võrrelda erinevate ühikprotsesside voogusid. Talitusühikuks on valitud 1 hektar mahajäetud ja korrastatud turbatootmisala, kuna Eestis on suur hulk selliseid alasid vaja korrastada ning samal ajal on need alad heaks ressursiks bioenergia tootmise seisukohalt.

Mõjukategooriad

Lisaks turbaaladel palju uuritud kliimamuutuse potentsiaalile on bioenergia puhul oluline arvesse võtta ka teisi mõjukategooriaid. Magistritöös analüüsitakse globaalsoojenemise, hapestumise ja eutrofeerumise mõjukategooriaid, kuna need on kõige rohkem kasutatud mõjukategooriad põllumajanduslike süsteemide hindamiseks (Pehme, Veromann 2015). Nende abil saab teha kokkuvõtteid fossiilkütuste

potentsiaalsest säästmisest ja mõjust kliimamuutustele ning lisaks hinnata mõju õhu- ja veekvaliteedile.

Töös on kasutatud Taani meetodit Edip 2003, mida on täpsemalt kirjeldanud Hauschild ja Potting (2005). Edip 2003 meetodi kohaselt analüüsitakse järgnevaid mõjukategooriaid:

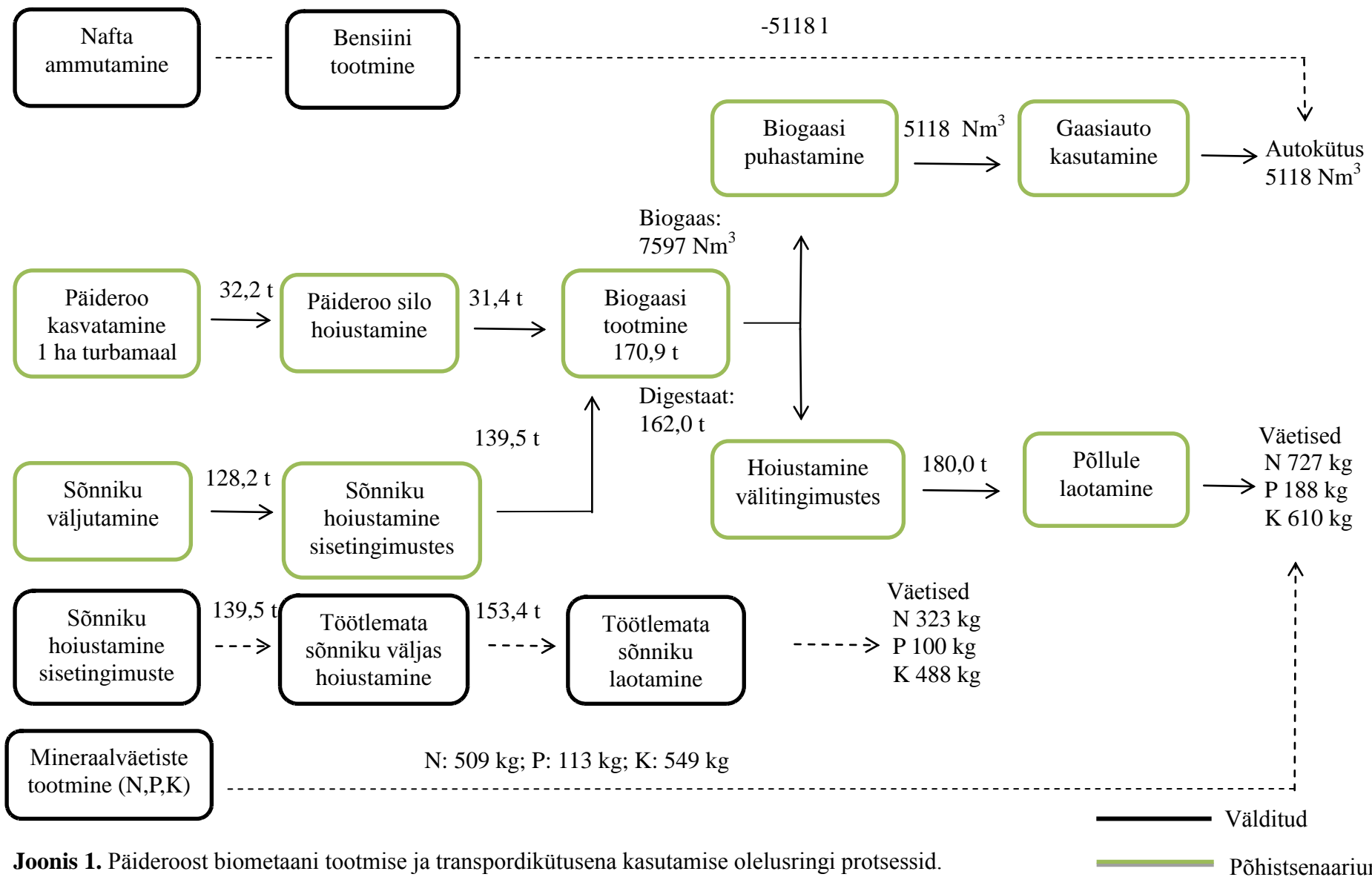
1. Kliimasoojenemise potentsiaal väljendatuna kg CO₂ ekvivalendina 100 aastases ajaskaalas.
2. Hapestumine väljendatuna ruutmeetrites, m².
3. Eutrofeerumine eraldi lämmastiku ja fosfori jaoks väljendatuna vastavalt kg N või kg P.

2.2. Olelusringi inventuuranalüüs

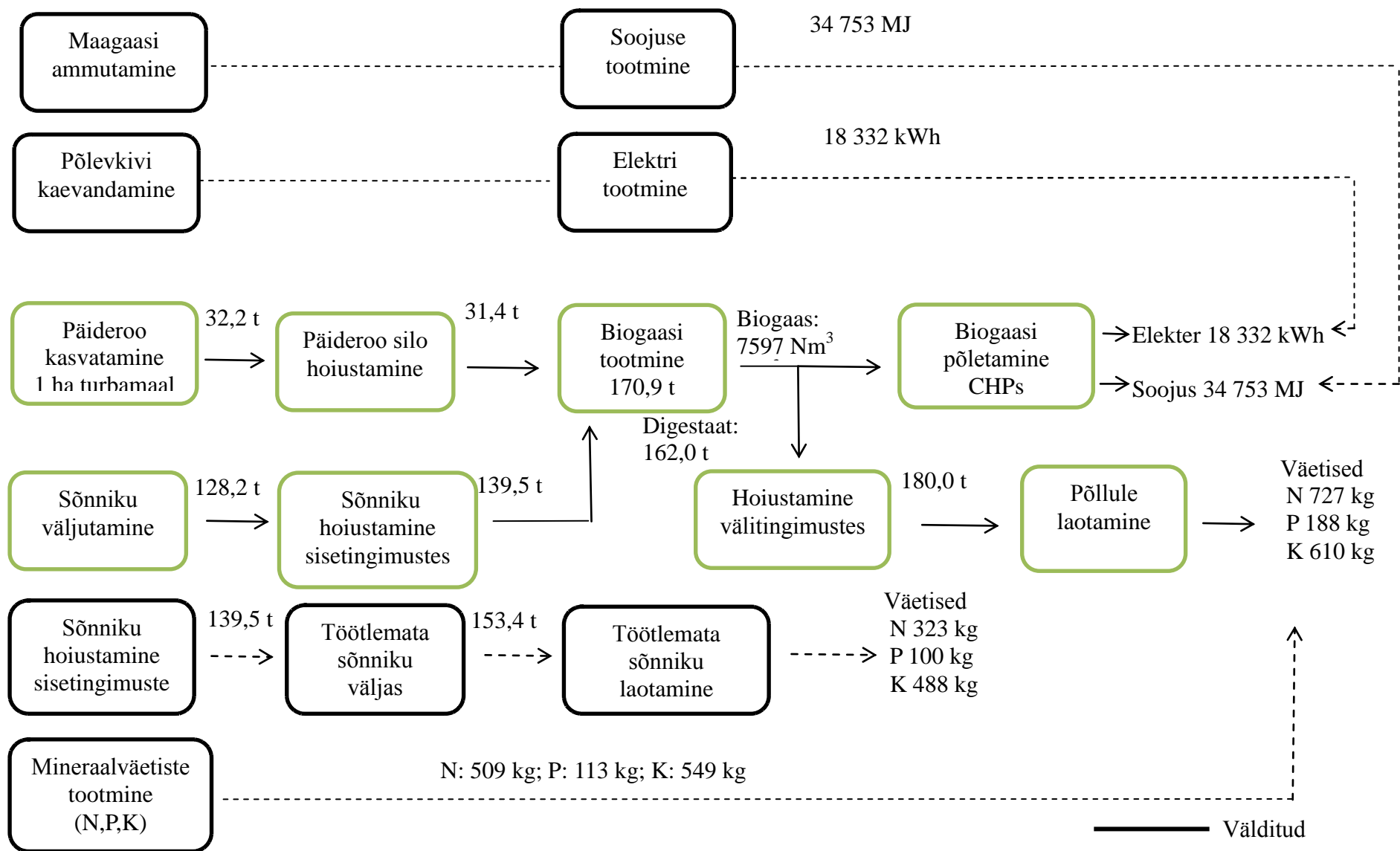
Olelusringi inventuuranalüüs hõlmab endas olelusringi hindamise jaoks vajalike andmete kogumist ja arvutustoiminguid. Sellega leitakse koguseliselt tootesüsteemi sisendid ja väljundid. Arvutustoimingud on vajalikud selleks, et viia leitud andmed sobivale kujule igas ühikprotsessis ja vastavusse tootesüsteemi talitlusühikuga (Talve, Põld 2005). Andmete haldamiseks ja arvutamiseks on kasutatud programmi Microsoft Excel ning mõjude analüüsimiseks programmi SimaPro 7.3.2.

Järgnevalt on toodud magistritöö olelusringi inventuuranalüüs, kus kirjeldatakse kasutatud andmeid ning nende sobivust ja tuuakse olelusringi hindamise jaoks vajalikud leitud andmed välja olelusringi inventuuranalüüsi tabelis iga protsessi kohta. Igasse protsessi on võetud sisendina kindel kogus põhisisendit (näiteks päideroog, biogaas) ning inventuuranalüüsi andmed on leitud vastavalt sellele. Sel viisil saab neid kergelt siduda talitlusühikuga ja vajadusel teha muudatusi üksikutes protsessides.

Ülevaate olelusringi stsenaariumitest annavad kokkuvõtlikud skeemid. Joonis 1 näitab biometaani transpordikütusena kasutamise stsenaariumi põhilisi protsesse ja koguseid talitlusühiku 1 ha turbaala kohta ühe aasta jooksul. Joonis 2 näitab biogaasist elektri ja soojustootmise stsenaariumi protsesse ja koguseid ühe aasta jooksul.



Joonis 1. Päideroost biometaanitootmise ja transpordikütusena kasutamise olulusringi protsessid.



Joonis 2. Päideroost biogaasi tootmise ning elektri ja soojuse koostootmise olerusringi protsessid.

2.2.1. Päideroo kasvatamine mahajäetud turbaalal

Päideroo kasvatamise andmete aluseks on Lavassaare ammendunud turbaala päideroog, mis külvati alale 2007. aastal. 2010–2011 mõõdeti kasvuhoonegaaside bilanssi pimekambri meetodil ning võeti proovilappidelt 5 cm kõrguselt proove, milles määrati kuivmassi saagikus ning koostis. Täpsemalt on mõõtmisi kirjeldanud Järveoja et al. (2012). Kasutatud on Eestis aretatud sorti „Pedja“, mis on vastupidav vahelduvatele talvitumisoludele, on külma-, jäätumis- ja üleujutuskindel ning vastupidav kevadistele ja sügisestele öökülmadele (Jääkrabade...2009).

Käeolevas töös eeldatakse, et mahajäetud turbatootmisalal ei kasva varasemat taimestikku (Jääkrabade...2009) ning seetõttu ei ole vajadust kasutada rajamisel glüfosaati eelneva taimiku hävitamiseks. Päideroo kasvatamise ajaks arvestatakse 15 aastat (Värnik 2011). Põllutöödest on arvestatud sisse 1 kord külvamist (1. aastal), 2 korda külmimist (1. ja 15. aastal), 15 korda väetamist, päideroo niitmist ja kogumist. Kasutatud on Ecoinvent andmebaasi vastavate protsesside andmeid.

Töös kasutatakse vaid väetatud ala andmeid, kuna turbaala on toitainetevaene (Paal 2011) ja 15. aastase kasvatamise tsükli jooksul oleks ilma väetamata toitainete puudujääk liiga suur, et päideroo kasvatamine oleks otstarbekas. Ala väetati aastatel 2007–2008. 2007. aastal kasutati 25 t reoveesetet ja 200 kg kompleksväetist (Kemira Blend 27-0-13) ning 2008. aastal 25 t reoveesetet ja 250 kg kompleksväetist Rossosh (24-6-12) (Jääkrabade...2009). Keskmiselt lisati kahe aasta jooksul toiteelemente N-P-K vastavalt 79-91-44,5 kg ha⁻¹. Praktilises plaanis ilmnes jääkrabade rekultiveerimise projektist, et reoveesette kasutamine on suurte transpordikulude tõttu kõige kallim väetamise viis ja leiti, et see ei ole otstarbekas (Jääkrabade...2009). Olelusringi hindamises eeldatakse, et kogu toiteelementide kogus tuleb mineraalväetistest ja reoveesetet ei kasutata.

Lavassaare katsealal oli Mander et al. (2012) järgi turba pH 6.3, mis on päideroo kasvuks sobiv. Lubjata oleks ala vaja, kui pH on alla 5 (Jääkrabade...2009). Järvi Järveoja suuliste andmete põhjal ei ole 2015. aasta kevadeni lupjamise vajadust tekkinud ja seetõttu ei arvestata töös lupjamisega.

Päideroo biogaasiks tootmise eesmärgil oleks otstarbekas teha kaks niidet – suvel ja sügisel (Värnik 2013), mis Kandel et al. (2013c) tulemuste põhjal annab 45% rohkem metaani kui üheniiteline stsenaarium (pärast esimest niidet ka uuesti väetades). Siiski, käesolevas töös arvestatakse üheniitelise stsenaariumiga, kuna Lavassaare katsealalt on andmed vaid sügiseste ja kevadiste proovide osas. Lisaks on realistlik, et ilmastikuolude tõttu võib kahe niite tegemine osutuda keerukaks. Niisiis ei ole antud stsenaarium kõige suurema tootlikkusega, kuid realselt kogutud andmed annavad sellegipoolest parema ülevaate Eesti tingimustes turbaalal päideroo kasvatamise ja kasutamise kohta kui kirjandusest pärit andmed teistest riikidest. Ühe aasta keskmiseks saagikuseks on võetud Lavassaare katsealade 2010–2011. aasta keskmine sügisene kuivaine saagikus, milleks on 9,1 t/ha.

Niidetud mass kogutakse kokku, hekseldatakse ja transporditakse biogaasijaama hoidlasse, mis asub eeldatavalt 50 km kaugusel Lavassaarest. See on veel sobiv kaugus, mille puhul on Eestis biomassi transport biogaasistamise jaoks majanduslikult otstarbekaks (Vohu 2015). Arvestatud on haljasmassi transpordiga kohe pärast niitmist. Transportimise andmetena on kasutatud Ecoinvent andmebaasi protsesse.

Lavassaare mõõtmiste andmetest ei ole teada päideroo haljasmass, vaid ainult kuivmass. Töös on kasutatud haljasmassi leidmiseks Soome turbaaladel tehtud mõõtmiste keskmist haljasmassi kuivainesisaldust, milleks on 28,2% (Seppälä et al. 2009). Kuivainesisaldus võib kõikuda 20–40% vahel. Olszek et al. (2014) on leidnud keskmiseks kuivainesisalduseks 28%.

Päideroo koostis pärast niitmist mõjutab edasisi olelusringi etappe ja biogaasi väljatulekut. Tabelis 1 on välja toodud päideroo koostis 1000 kg haljasmassi kohta, kuna seda kogust kasutatakse arvutusteks ka järgmistes protsessides.

Tabel 1. Päideroo koostis niitmisel

Ühik	Protsent kuivaines t	kg/1000 kg päideroo haljasmass	Kommentaar
Kuivaine (KA)	100%	282,0	Arvestatud, et 28,2% haljasmassist on kuivaine (Seppälä et al. 2009).

Lenduvad orgaanilised ühendid (VS)	93,1%	262,5	Arvutatud Triolo et al. (2012) päideroo sügise koristuse kohta täpsustatud andmete põhjal.
Lämmastik (N)	0,994%	2,8	Arvutatud Järveoja et al. (2012) põhjal.
Fosfor (P)	0,229%	0,65	Arvutatud Järveoja et al. (2012) põhjal.
Kaalium (K)	1,88%	5,3	Arvutatud Jansone et al. (2012) põhjal.
Süsinik (C)	47,3%	133,4	Arvutatud Järveoja et al. (2012) põhjal.

Kuivendamine, kündmine ja väetamine põhjustab suuremat turba lagunemist, mis omakorda tähendab suuremaid CO₂ ja N₂O emissioone (Maljanen 2010). Mitmeaastaste energiakultuuride puhul peab kündma vaid tsükli alguses ja lõpus, mistõttu on emissioonid väiksemad kui üheaastaste kultuuride korral, mis nõuavad iga-aastast kündmist ja külvamist. Kündmise emissioonide arvestamiseks kasutati Regina ja Alakukku (2010) andmeid, kus mõõdeti küntava turbamulla emissioone samuti pimekambrimeetodil.

Kasvuhoonegaaside emissioonide andmetena on kasutatud Järveoja et al. (2012) põhjal Lavassaare katseala 2010–2011.aasta mõõtmiste andmeid. Tabelis 2 on välja toodud kasvuhoonegaaside vood 15-aastase kasvatamise tsükli jooksul ja Lavassaare andmete põhjal võrdlusstsenariumi emissioonid 15 aasta jooksul, kus turbaala on jäetud taimestamata.

Tabel 2. Päiderooga taimestatud ala ja taimestamata kontrollala gaasivood ühel hektaril.

	Ühik	Ühel kündmata aastal ^a	Ühel kündmisega aastal ^b	Kokku 15 aastaga	Taimestamata turbaalal 15 aastaga kokku ^a
CO ₂ voog C-na	kg C ha ⁻¹	13231	23652	219309	17038
CH ₄ voog C-na	kg C ha ⁻¹	0,55	-0,39	6,3	2,52
N ₂ O voog N-na	kg N ha ⁻¹	0,16	1603	34,1	3,25

^a Lavassaare andmete 2010–2011.a. keskmine, päiderooga alal 2.-14.aastal

^b Regina ja Alakukku (2010) andmete põhjal, 1. ja 15. Aastal

Päideroog seob fotosünteesi käigus õhust süsinikku nii juurtesse kui ka maapealseesse biomassi. Maapealseesse biomassi seotud süsinik liigub edasi päideroost energia tootmise protsessi järgmistes etappides. Saagikoristusest jääb küll maapinnale alles väike maapealne osa, kuid eeldatavalt selle lagunemisel tekkivaid emissioonid on sees pimekambritega mõõdetud andmetes ning kajastuvad kasvuhoonegaaside voos.

Olelusringi hindamises arvestatakse kliimasoojenemise potentsiaali 100 aasta perspektiivis ja seetõttu tuleks ka süsiniku juurte kaudu mulda sidumise arvestamisel võtta aluseks sama ajaskaala (Petersen et al. 2013). Pikemaajalised uuringud turbaaladel selle kohta aga puuduvad ja seetõttu ei ole teada kui kauaks seotud süsinik sinna pidama jääb. Näiteks põllumaadel tehtud uuringute kohaselt jääb 100 aasta perspektiivis mulda püsima vaid 9,7% sinna viidud süsinikust (Petersen et al. 2013). Konservatiivselt lähenedes on sellest ebakindlusest tingituna jäetud olelusringi hindamisest välja juurte kaudu mulda seotud süsinik, kuid seda on vaadeldud tundlikkuse analüüsis.

Tabelis 3 on toodud inventuuranalüüsi andmed päideroo kasvatamise protsessi kohta. Kasvatamise protsessis toimuvad tegevused kord või paar 15 aasta jooksul (näiteks kündmine, külvamine) ja seetõttu esitatakse tulemused 15 aasta peale kokku.

Tabel 3. Olelusringi inventuuri andmed: päideroo kasvatamine.

Sisend	Ühik	Kogus 15 aasta jooksul kokku	Kommentaar
Mineraalväetis N	kg N/ha	1185	Lavassaare andmete põhjal
Mineraalväetis P	kg P/ha	1365	Lavassaare andmete põhjal
Mineraalväetis K	kg K/ha	668	Lavassaare andmete põhjal
Süsiniku sidumine saagiga	kg C/ha	60095	Maapealse biomassi C (Lavassaare andmed)
Väljund			
Päideroo kuivmass (KA)	kg/ha	127050	Lavassaare andmete põhjal
Päideroo haljasmass	kg/ha	450532	Arvutatud kuivmassist eeldusega, et 28,2% haljasmassist on kuivmass (Seppäla et al. 2009)
Leostumine N _{tot}	kg/ha	46,5	Hyvönen et al. 2013
Leostumine P _{tot}	kg P/ha	4,65	Hyvönen et al. 2013
TOC leostumine	kg C/ha	915	Hyvönen et al. 2013
CO ₂ -C emissioonid	kg C/ha	219309	Tabelist 2
CH ₄ -C emissioonid	kg C/ha	6,3	Tabelist 2
N ₂ O-N emissioonid	kg N/ha	34,1	Tabelist 2

2.2.2. Päideroo hoiustamine

Päideroogu tuleb hoiustada, kuna biomassi koristatakse vaid teatud ajal, kuid biogaasijaama on vajalik pidevalt töös hoida. Olulist rolli omab hoiustamise etapis kuivaine kadu, mis vähendab ühelt poolt olemasolevat biomassi kogust ja teiselt poolt põhjustab emissioone (Tonini et al. 2012). Eeldatakse, et päideroogu hoiustatakse lahtise silona, mis on kokku pressitud ja võimalikult tihedalt kaetud. Sellest lähtuvalt on arvestatud, et silo hoiustamise jooksul laguneb kuivmassist 9% (Köhler et al. 2013) ja 1 kg kuivaine kao kohta emiteerub õhku 0,24 kg CO₂ (Davies 2008.)

Olelusringi inventuuri andmed päideroo hoiustamise protsessi kohta on toodud tabelis 4. Minnes pärast hoiustamiselt endiselt edasi 1000 kg siloga, on sellest lähtuvalt arvutatud ka muutunud päideroo koostis, mis on toodud tabelis 5.

Tabel 4. Olelusringi inventuuri andmed: päideroo hoiustamine

Sisend	kg	Kommentaar
Päideroo haljasmass kohe pärast niitmist	1000	1000 kg päideroo silo emissioonid on arvutatud sellest lähtuvalt.
Väljund		
Päideroo silo pärast hoiustamist	974,6	Kaad biomassi lagunemisel - kuivaine kadu 9% rohusilo puhul (Köhler et al. 2013)
<i>Emissioonid õhku</i>		
Süsinikdioksiid (CO ₂)	6,1	0,24 kg CO ₂ 1 kg KA kao kohta (Davies 2008).
Metaan (CH ₄)	0,0	Eeldatavalt ebaoluline (Kreuger et al. 2011).

Tabel 5. Massibilansside muutus päideroo silo hoiustamisel

	Ühik	Pärast niitmist 1000 kg kohta ^a	Muutus hoiustamise jooksul	Kogus pärast hoiustamist	Pärast hoiustamist 1000 kg kohta
Üldmass	Kg	1000	-25,38	974,6	1000
Kuivaine (KA)	Kg	282,0	-25,38 ^b	256,6	263,3
Lenduvad orgaanilised ühendid (VS)	Kg	262,5	-25,38 ^c	237,2	243,3

Lämmastik (N)	Kg	2,80	Muutuseta	2,80	2,88
Fosfor (P)	Kg	0,65	Muutuseta	0,65	0,66
Kaalium (K)	Kg	5,30	Muutuseta	5,30	5,44
Süsinik (C)	Kg	133,4	-1,66 ^d	131,7	135,2

^a Andmed tabelist 1, Päideroo koostis niitmisel

^b Kuivmass väheneb 9% (Köhler et al. 2013).

^c Eeldatult sama kui kuivaine kadu (Pehme 2013).

^d Kadu on arvatud emiteeruva CO₂-C põhjal: 1000 kg kohta emiteerub 6,1 kg CO₂ (Davies 2008). Sellest osa on C mass - (12/44), niisiis 6.1*(12/44)= 1,66 kg

2.2.3. Sõnniku hoiustamine

Biogaasi tootmiseks vajalik läga saadakse piimafarmi sõnnikust. Arvestatud on keskmiste piimaveiste pidamistingimustega Eestis, kus tegu on soojustamata vaba-pidamishoonetega, milles on asemed ja kummist matid (Pehme 2013). Läga hoiustamine toimub enne biogaasi tootmist lühikest aega laudas, kust see viiakse otse biogaasireaktorisse. Veiseläga koostis muutub hoiustamisel, kuna lisandub vesi selle laudast välja uhtumisel ning on ka väiksed kuivainekaod lagunemise tõttu, millest tekivad emissioonid. Läga andmetena on kasutatud Hamelin et al. (2013) andmeid Eesti veisesõnniku kohta.

Tabelis 6 on olelusringi hindamise inventuuri andmed sõnniku hoiustamise kohta, kus kõik andmed on toodud 1000 kg sõnniku kohta. Tabelis 7 on toodud läga koostise muutus hoiustamisel ja koostis 1000 kg läga kohta nii enne kui ka pärast hoiustamist. Biogaasi tootmiseks kasutatakse sõnnikut kohe pärast laudas hoiustamist ning väljas hoiustamine on lisatud tabelisse, et kasutada seda võrdlusstenaariumi puhul, kus päideroogu ei kasvatata ja sõnnikut kasutatakse tavapärasel viisil väetisena (enne kasutamist hoiustatakse väljas).

Tabel 6. Olelusringi inventuuri andmed: sõnniku laudas hoiustamine (Hamelin et al. 2013).

Sisend	Kogus (kg)
Sõnnik pärast looma	1000
Väljund	
Sõnnik pärast hoiustamist	1087,2
<i>Emissioonid õhku</i>	
Süsinikdioksiid (CO ₂ -C)	0,015
Metaan (CH ₄ -C)	0,019

Ammoniaak (NH ₃ -N)	0,364
Lämmastikoksiidi otsesed emissioonid (N ₂ O-N)	0,009
Lämmastikoksiidi kaudsed emissioonid (N ₂ O-N)	0,004
Lämmastikmonooksiid (NO-N) (esindab kogu NO _x -i)	0,000165
Lämmastikdioksiid (NO ₂ -N)	Andmed puuduvad
Lämmastik (N ₂ -N)	0,011
<i>Eritumine vette ja pinnasesse</i>	Eeldatakse nulliks, kuna lekked laudast on keelatud

Tabel 7. Veiseläga koostise muutus sõnniku hoiustamisel (Hamelin et al. 2013).

Parameeter	Ühik	Pärast looma	Pärast laudas hoiustamist	Pärast väljas hoiustamist
Mass ühe veise kohta	t	22,90	24,90	27,39
Kuivaine (KA)	kg/t	114,9	114,8	103,5
Lenduvad orgaanilised ühendid (VS)	kg/t	92,6	94,3	84,9
Lämmastik (N)	kg/t	5,90	5,07	4,21
Fosfor (P)	kg/t	1,30	1,20	1,09
Kaalium (K)	kg/t	4,40	4,05	3,68
Süsinik (C)	kg/t	59,6	54,8	45,4

2.2.4. Biogaasi tootmine

Praktikas toodetakse rohtsest biomassist biogaasi tavaliselt koos sõnnikuga. Tavaliselt kasutatakse selleks anaeroobse kääritamise tehnoloogiat ilma spetsiaalse kohandamiseta rohtsele biomassile (Prochnow 2009). Käesolevas töös on võetud aluseks tavapärane biogaasi tootmise tehnoloogia, kus päideroogu kääritatakse koos veisesõnnikuga mesofiilsel temperatuuril (37°C). Biogaasi tihedus on 1,158 kg/Nm³, mis tuleneb metaani ja süsihappegaasi tihedustest ja osakaaludest, vastavalt 65%*0,717 kg/Nm³ + 35%*1,977 kg/Nm³. Kasutatud on metaani ja süsihappegaasi tihedust standardtemperatuuril ja -rõhul ehk 0 °C ja 1 atmosfääri juures ning arvestatakse, et biogaasis on 65% metaani ja 35% süsihappegaasi. Ülejäänud gaase, nt N₂, O₂, H₂S, H₂O, CO, H₂, eeldatakse olevat kokku alla 1% ning seetõttu ei ole neid arvestatud (Hamelin et al. 2011).

Tegemist on kaheastmelise biogaasitootmisega. Esimeses mahutis toodetakse 90% biogaasist ning teises mahutis, kuhu biomass edasi liigub, toimub järelejäänud metaani väljatulek. Esimeses mahutis on kääritamise protsess kontrollitud kindla temperatuuri, aja ja tooraine mahuga. Teine on suletud järelkääriti, kus temperatuuri

ei kontrollita ja korraga on sees väiksem kogus toorainet (Hamelin et al. 2011). Tabelis 8 on toodud läga ja silo lenduvate orgaaniliste ühendite (VS) biolagunevuse protsent esimeses ja teises kääritamise etapis, mille järgi saab arvutada metaani tootlikkuse.

Tabel 8. Lenduvate orgaaniliste ühendite (VS) biolagunevus veiselägal ja päiderool.

Kääritamise etapp	Läga:	Silo:
	lagunemise % esialgsest VS-st	lagunemise % esialgsest VS-st
etapp 1	36,5 ^a	41,5 ^a
etapp 1 ja 2 kokku	40,2 ^b	45,6 ^c

^a 90% laguneb esimeses etapis (Hamelin et al. 2011).

^b Andmed: Pehme 2013, Eesti laborianalüüsi andmed.

^c Andmed: Triolo et al. (2012) päideroo sügise koristuse kohta täpsustatud andmed.

Biogaasi tootmise protsessis on arvestatud kogused 1000 kg segu kohta, mis siseneb biogaasireaktorisse. See on segu lägast ja päideroost, mille osakaaludeks segus on vastavalt 81,64% ja 18,36%. Protsessis kasutatava 1000 kg kohta teeb see vastavalt 816,4 kg läga ja 183,6 kg silo märgkaalus.

Läga ja silo osakaalude leidmisel segus arvestati vajadust, et kuivaine osakaal oleks pärast esimest kääritamise etappi 10%. See on leitud kõige sobivamaks Taani biogaasijaamade kogemuse põhjal (Hamelin et al. 2011). Koguste leidmiseks kasutati ka lenduvate orgaaniliste ühendite (VS) biolagundatavust ja tegelikku metaani väljatulekut ehk biokeemilist metaanipotentsiaali (BMP) pärast esimest etappi, mis on lägal 219 Nm³/t VS ja päiderool 217 Nm³/t VS. BMP on leitud korrutades teoreetiline metaanipotentsiaal (tabelist 9) ja VS-i lagunemine pärast esimest etappi (tabelist 8). Samuti arvestati mõlema tooraine koostist (tabelist 10). Arvutamise meetodika on Hamelin et al. (2011) põhjal, kus on seda ka täpsemalt kirjeldatud.

Tabel 9. Andmed kääritisse mineva biomassi kohta

	Ühik	Läga pärast hoiustamist	Silo pärast hoiustamist
KA osakaal kogu massista	%	11,48	26,33
VS osakaal kuivainest ^b	%	82,15	92,4
VS osakaal kogu massist ^c	%	9,43	24,3
<i>Teoreetiline metaanipotentsiaal (TBMP)</i>			
1 tonni VS-i kohta ^d	Nm ³ CH ₄ /t VS	600	524

^a Läga andmed: Hamelin et al. 2013. Silo andmed: 28,2% Seppälä et al. 2009. Kadude tõttu hoiustamisel leitud täpsustatud protsent pärast hoiustamist.

^b Läge andmed Eesti laborianalüüsid: Hamelin et al. 2013. Silo andmed: Triolo et al. (2012) päideroo sügisese koristuse kohta täpsustatud andmed. Kadude tõttu hoiustamisel arvatud täpsustatud protsent

^c KA * VS-i protsent kuivainest

^d Läge andmed: Sirli Pehme suulised andmed (kolme farmi keskmised, Eesti Maaülikool): 430kg / 0,717kg/m³=600 Nm³ Silo andmed: Triolo et al. (2012) päideroo sügisese koristuse kohta täpsustatud andmed.

Tabel 10. Kääritisse mineva biomassi segu koostis.

	Läge pärast hoiustamista	Silo pärast hoiustamist ^b	Massibilanss lägas ^c	Massibilanss silos ^d	Kääritisse minev biomassi segu
Ühik	kg/1000 kg läga kohta	kg/1000 kg silo kohta	kg/816,4 kg läga kohta pärast hoiustamist	kg/183,6 kg silo kohta	kg/1000 kg biomassi segu
Kuivaine (KA)	114,8	263,3	93,74	48,34	142,08
Lenduvad orgaanilised ühendid (VS)	94,3	243,3	77,01	44,67	121,68
Lämmastik (N)	5,07	2,88	4,14	0,53	4,67
Fosfor (P)	1,20	0,66	0,98	0,12	1,10
Kaalium (K)	4,05	5,44	3,30	1,00	4,30
Süsinik (C)	54,8	135,2	44,76	24,81	69,57

^a Andmed tabelist 7.

^b Andmed tabelist 5.

^c Andmed tulbast „läga pärast hoiustamist” on arvatud 816,4 kg sõnniku kohta.

^d Andmed tulbast „silo pärast hoiustamist” on arvatud 183,6 kg silo kohta.

^e Arvatatud tulpade „massibilanss lägas” ja „massibilanss silos” summana.

Ühest tonnist segust toodetud biogaasi kogus on 45,0 Nm³. See on arvatud leides sõnniku ja päideroo biogaasi toodangu vastavalt kogustele 1 tonnise segus:

- Biogaas sõnnikust: 816,4 kg sõnnik pärast hoiustamist*94,3 kg VS/1000 kg sõnnik pärast hoiustamist*241 Nm³ CH₄/t VS (läga reaalne biokeemiline potentsiaal 1 t VS-i kohta) / 0,65 (CH₄ osakaal biogaasis) * t/1000 = 28,64 Nm³ biogaasi.

- Biogaas päideroost: 183,6 kg päideroog pärast hoiustamist*243,3 kg VS/1000 kg päideroog pärast hoiustamist * 239 Nm³ CH₄/t VS / 0,65 * t/1000 = 16,42 Nm³ biogaasi.

Tabelis 11 on toodud inventuuranalüüsi andmed biogaasi tootmise kohta 1 tonnise segust. Jaama käigus hoidmiseks on vaja elektrit ja biogaasireaktorit peab soojendama, et hoida püsivat temperatuuri, mis sobiks mikrobioloogiliseks

tegevuseks. Temperatuuri kõikumine vähendab biogaasi väljatulekut. Mesofiilse protsessi puhul tohib see kõikuda +/-3 kraadi ilma, et oluliselt mõjutaks mesofiilsete bakterite tegevust (Seadi et al. 2008).

Biogaasireaktorit tuleb soojendada Eesti keskmisest temperatuurist 5 kraadist kuni 37 kraadini. Eeldatakse, et biogaasijaam on hästi soojustatud ning seetõttu ei ole soojuskadusid arvestatud. Kuivaine erisoojus on $3 \text{ kJ kg}^{-1}\text{°C}^{-1}$ ja vee erisoojus $4,20 \text{ kJ kg}^{-1}\text{°C}^{-1}$ (Hamelin et al. 2011). Teada on ka kuivaine osakaal kääritisse minevas segus (tabel 10), mille kaudu saab arvutada segu soojendamiseks vajamineva energiahulga.

Tabel 11. Olelusringi inventuuri andmed: biogaasi tootmine.

Sisend	Ühik	Kogus	Kommentaar
Biomassi segu	kg	1000	Kääritisse minev biomassi kogus, kõik andmed vastavalt 1000 kg segule.
<i>Energiatarve</i>			
Elekter	kWh	5,8	Hinnanguline elektritarve: Arvutatud eeldusega, et 0,129 kWh kulub 1Nm^3 biogaasi tootmiseks (Hamelin et al. 2011).
Soojus	MJ	128,94	Biomassi soojendamiseks 5 kuni 37 kraadini arvestades, et KA erisoojus on 3 kJ/kg kraadi ja vee erisoojus 4,20 kJ/kg kraadi (Hamelin et al. 2011).
<i>Väljund</i>			
Biogaas	kg	52,09	45 Nm^3 biogaas *1,158 (biogaasi tihedus).
Digestaat	kg	947,91	Vee kadu ei ole. Massi vähenemine tuleb vaid biogaasi eraldumisest.
<i>Emissioonid õhku</i>			
CO ₂	kg	0,4546	2,168 kg CO ₂ emiteerub 1 kg CH ₄ kohta (CO ₂ ja CH ₄ vahekord tabelist 14).
CH ₄	kg	0,2097	1% biogaasi metaanist eeldatavalt emiteerub keskkonda (Hamelin et al. 2014). 45 Nm^3 biogaas*65% CH ₄ * tihedus 0,717 kg/Nm ³ *1%.
<i>Lõhn</i>		-	Andmed puuduvad.
<i>Eritumine vette ja pinnasesse</i>		Ei ole	Emissioone eeldatavalt ei ole.

Biogaasi toodetakse 1000 kg segu kohta 45 Nm^3 ning arvestades sisse ka CO₂ ja CH₄ emissioonid protsessi jooksul (tabel 11), siis edasi järgmisesse etappi liigub 1 tonni segu kohta $44,5 \text{ Nm}^3$ biometaani. Kadu emissioonidena on $0,5 \text{ Nm}^3$ (arvutus: 0,2097

kg CH₄/0,717 kg/Nm³+0,4546 kg CO₂/1,977 kg/Nm³). Biogaasi tootmisest jääb järele digestaat, mille koostis on arvatud tabelis 12.

Tabel 12. Biomassi segu massibilanss enne ja pärast anaeroobset kääritamist.

	Biomassi segu kääritisea	Massibilanss: muutus biogaasi tootmise jooksul	Massibilanss: kogus pärast biogaasi tootmist	Digestaat pärast kääritit
Ühik	kg/1000 kg biomassi segu kohta	kg	kg	kg/1000 kg digestaadi kohta
Üldmass	1000	-52,09 ^b	947,91	1000
KA	142,08	-52,09 ^c	89,98	94,93
VS	121,68	-52,09 ^d	69,59	73,41
N	4,67	Muutuseta	4,67	4,93
P	1,10	Muutuseta	1,10	1,16
K	4,30	Muutuseta	4,30	4,54
C	69,57	-24,19 ^e	45,37	47,87

a Andmed samad, mis tabeli 10 tulbas „kääritise mineva segu biomassi koostis“.

b Üldmassi kadu on toodetud biogaasi kogus.

c Kuivaine kadu on sama, mis kogumassi kadu.

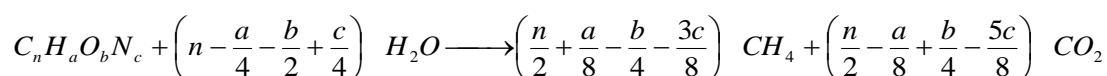
d Lenduvate orgaaniliste ühendite kadu on eeldatavalt kogu kuivaine kadu.

e C kadu arvutus: C kadu kokku biogaasi tootmise jooksul ehk CO₂-C ja CH₄-C biogaasi: toodetud biogaasi hulk (Nm³) 1 tonni segu kohta * 65% (metaani protsent biogaasis) * 0,717 (metaani tihedus) * 12/16 (süsiniku osa metaanis) + toodetud biogaasi hulk (Nm³) 1 tonni segu kohta * 35% (süsinikdioksiidi protsent biogaasis) * 1,977 (CO₂ tihedus) * 12/44 (C osa CO₂-s)

Arvutused CO₂ ja CH₄ vahekorra leidmiseks

Selleks, et leida biogeense süsiniku eraldumist segust on kasutatud meetodikat, mille aluseks on Hamelin et al (2011b). See meetodika põhineb Buswelli valemil, mille järgi eraldub anaeroobsetes tingimustes metaani kõrval alati ka süsihappegaas ning teades nende omavahelist vahekorda saab metaani eraldumise põhjal leida ka süsihappegaasi eraldumise. Tulemusena leitud CO₂ ja CH₄ eraldumise vahekorda saab kasutada CO₂ emissiooni leidmiseks biogaasi tootmise etapis (tabel 11) ja digestaadi hoiustamisel etapis (tabel 17).

Buswelli valem:



CO₂ ja CH₄ vahekorra leidmiseks on vaja teada erinevate lenduvate orgaaniliste ühendite (VS) osakaalusid lägas ja silos, mis on toodud tabelis 13. Oluline osa

lenduvatest orgaanilistest ühenditest lagunevad anaeroobsetes tingimustes väga halvasti (aeglaselt lagunevad karbohüdraadid) ja seetõttu ei arvestata neid sisse metaani tekkesse hoiustamisel.

Tabel 13. Erinevate lenduvate orgaaniliste ühendite (VS) osakaal sõnnikus ja silos.

	Läga: % VS-sta	Silo: % VS-st
<i>Kergesti lagunevad</i>		
VS proteiinid	16,8	10,5 ^b
VS lipiidid	7,7	3,3 ^b
VS VFA (lenduvad rasvhapped)	4	0 ^b
VS karbohüdraadid (kergesti lagunevad)	41,5	42,1 ^c
<i>Raskesti lagunevad</i>		
VS karbohüdraadid (raskesti lagunevad)	30	44,1 ^d
Kokku	100	100

a Sommer et al. (2009) andmete põhjal. Seal olevad andmed teevad kokku aga 100,1%, niisiis eeldatakse, et aeglaselt laguneva VS-i juures on 30,1% asemel 30%.

b Triolo et al. (2012) päideroo sügisese koristuse kohta täpsustatud andmed.

c Kergesti lagunevad karbohüdraadid on 41% tselluloosist ja hemitselluloosist. Tulemus on saadud Koch et al. (2010) valemi abil, kus arvutamiseks kasutati päideroo koostise andmeid (proteiinid, lipiidid, VS, tselluloos, hemitselluloos Triolo et al. (2012) päideroo sügisese koristuse kohta täpsustatud andmed, ligniin Melts ja Heinsoo (2015) augusti heina põhjal).

d Aeglaselt lagunev osa on ülejäänud VS.

Seejärel leitakse mitu mooli CO₂ ja CH₄ tekib 1 mooli vastava kergelt laguneva lenduva orgaanilise ühendi (VS) lagunemisel ning arvutatakse nende suhe kasutades läga ja silo andmeid tabelist 13. Tulemuseks on, et CO₂ ja CH₄ vahekord on 2,169.

Tabel 14. Biogeense CO₂:CH₄ vahekorra arvutused anaeroobsel substraadi lagunemisel.

Valem	Molekul- mass ^a	Toodetud moolid 1 mooli vastava VS-i lagunemisel ^b		Läga kohta kaalutud: toodetud moolid ^c		Silo kohta kaalutud: toodetud moolid ^c		
		CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	
Kergesti lagunevad lenduvad orgaanilised ühendid (VS)								
Proteiinid	C ₅ H ₇ O ₂ N	113	2,5	1,5	0,004	0,002	0,002	0,001
Lipiidid	C ₅₇ H ₁₀₄ O ₆	884	40	17	0,003	0,001	0,001	0,001
VFA	C ₂ H ₄ O ₂	60	1	1	0,001	0,001	0	0
Karbohüdraadid	C ₆ H ₁₀ O ₅	162	3	3	0,008	0,008	0,008	0,008
KOKKU					0,016	0,012	0,012	0,010
mol CO ₂ /mol CH ₄ ^d					0,776		0,846	
g CO ₂ /g CH ₄ ^e					2,133		2,327	
Sissemineva segu CO₂:CH₄ vahekord^f							2,168	

a Arvutatud vastavalt valemi tulbale ja arvestusega: C-12, H-1, O-16, N-14.

b Buswelli valem. Andmed: Hamelin et al. (2014b).

c Vastavalt VS-i osakaalule lägas või silos. Näide metaani eraldumise kohta läga proteiinist: 2,5 mol CH₄/mol proteiini kohta * 16,8% proteiini osakaal /113 proteiini molekulmass = 0,004 mooli CH₄

d Toodetud moolide vahekord: toodetud CO₂/ toodetud CH₄

e Toodetud moolide vahekord * 44/16

f Arvutuse aluseks on sõnniku ja silo osakaal segus. Arvutus: lägast toodetud g CO₂/CH₄ vahekord *läga mass 1 tonnis segus + silost toodetud g CO₂/CH₄ vahekord*silo mass 1 tonnis segus / 1000

2.2.5. Biogaasi puhastamine biometaaniks

Esimese stsenaariumi kohaselt kasutatakse päideroost toodetud biogaasi transpordikütusena. Selleks on biogaas vaja puhastada vähemalt 95% metaani sisalduseni. Selle nõude aluseks on Rootsi standard SS 155438, kuna Eestis ja Euroopas ühtne standard puudub (Huguen, Le Saux 2010).

Kõige olulisem on puhastada biogaas süsihappegaasist, samuti on vaja eemaldada H₂S ja H₂O. Divesiniksulfiid põhjustab korrosiooni ja on teatud kontsentratsioonis mürgine, moodustab põlemise käigus sulfaate ja sulfiide, mis on veelgi mürgisemad ja põhjustavad samuti korrosiooni. Veeaur kondenseerub ja põhjustab mootoris korrosiooni, külmub ning reageerib teiste ainetega (Scholz et al. 2013). Eriti just lägast ja põllumajandusjäätmetest biogaasi tootes on divesiniksulfiidi suures koguses ning see võib kahjustada ka biogaasijaama osasid (Deublein, Steinhauser 2008). Lisaks võivad süsteemi pääseda lekete tõttu torudes lämmastik ja hapnik. Lämmastiku osakaal on 0–5% ja hapniku osakaal sellest neli korda väiksem, kuna nende omavaheline suhe on üldiselt 4:1. Samuti võib biogaasis olla 1–5% vett (Deublein, Steinhauser 2008). Need ained ei oma mõju keskkonnale, nende osakaal on väike ning nende sisse arvestamisel ei muutuks CH₄ ja CO₂ omavaheline suhe. Seetõttu ei ole neid olulusringi inventuuris arvestatud.

Deubleini ja Steinhauseri (2008) andmetel võib biogaasis olla väga väikeses koguses ammoniaaki (0–0,05%). Täpsete andmete puudumise ja väga väikese koguse tõttu seda olulusringi hindamises ei arvestata. Biogaasis võib olla ka siloksaani (0–59 mg m⁻³), kuid seda vaid biogaasis, mis on toodetud prügilagaasist või reoveest (Deublein, Steinhauser 2008), ning seetõttu ei ole seda vaja arvestada.

Olulusringi hindamise stsenaariumi aluseks on biogaasi puhastamise tehnoloogia DMT Carborex MS, mis töötab membraanpuhastuse meetodil. Selline valik tehti, kuna Ahto Oja suulistel andmetel kaalutakse Viljandimaale Kõosse plaanitava puhastusjaama ehitamiseks just seda tehnoloogiat. Membraanpuhastus on lootust

andev tehnoloogia, millel ei ole mitmete teiste puhastussüsteemide puudusi (Scholz et al. 2013). Membraanpuhastust on Eesti tingimustes soovitanud ka Tallinna Tehnikaülikooli Soojustehnika Instituut (2014). Töös tuuakse välja, et tehnoloogia on paljulubav ja seadmete areng kiire, need on keskkonnasäästlikud ja ohutud käidelda ning tehnoloogia sobib kõige paremini väikestesse biogaasijaamadesse (ka majanduslikult).

Membraanpuhastuse aluseks on süsihappegaasi difusioon läbi polümeerkile: metaani difusioon on palju aeglasem ning seetõttu liigub esmajärjekorras välja süsihappegaas ning metaani kontsentratsioon suureneb. Samuti on membraani läbilaskvus suurem H₂O ja H₂S osas. Väljuv CO₂-rikas ja CH₄-rikas gaas läbib veel mitu sellist puhastusetappi, et saavutada vajalik biometaani puhtus (Lehms, Dirkse 2010). Töös arvestatakse, et CO₂-rikas jääkgaas lastakse otse õhku, kuigi seda oleks võimalik ära kasutada näiteks tööstusliku süsihappegaasina. Ka Ahto Oja suulistel andmetel ei ole Kõo puhastusjaamas plaanis jääkgaasi ära kasutada.

Tabelis 15 on toodud olelusringi inventuuri andmed biogaasi puhastamise protsessis. Biogaasi puhastusjaama suuruseks on arvestatud 300 Nm³ biogaasi tunnis. See on Ahto Oja suulistel andmetel samas suurusjärgus Eestisse planeeritava jaamaga (267 Nm³/h). Jan Kruiti suuliste andmete põhjal kulub 300 Nm³/h puhastamiseks 75 kWh elektrit ning biometaani kompressiooniks 240 baarise rõhu alla on vaja 1 Nm³ biometaani kohta 0,25 kW. Arvestatakse, et kasutatav elekter tuleb põlevkivist. Kompressioonikäigus tekib ka soojus, kuid töös eeldatakse, et seda ei kasutata ära. Andmed on toodud ühe tunni kohta ning sellest lähtuvalt on leitud kogused 1000 Nm³ siseneva biogaasi kohta.

Tabel 15. Olelusringi inventuuri andmed: biogaasi puhastamine.

Sisend	Ühik	Kogus puhastisse tunnis	Kogus 1000 Nm ³ biogaasi kohta	Kommentaar
Biogaas	Nm ³	300	1000	
CH ₄	Nm ³	195	650	CH ₄ osakaal biogaasis on 65% (Deublein, Steinhauser 2008).
CO ₂	Nm ³	105	350	CO ₂ osakaal biogaasis on 35% (Deublein, Steinhauser 2008).

Energiatarve

Elekter: puhastamine	kWh	75,0	250,0	DMT Carborex MS tehnoloogia esindaja Jan Kruiiti suulised andmed.
Elekter: kompressseerimine	kWh	50,01	166,7	DMT Carborex MS tehnoloogia esindaja Jan Kruiiti suulised andmed.
Väljund				
Puhastatud biogaas	Nm ³	202,11	666,8	Metaani sisaldus 96%.
CH ₄	Nm ³	194,03	646,8	Algne metaani kogus lahutatud jääkgaasi pääsenud metaani kogus.
CO ₂	Nm ³	8,08	26,9	Süsihappegaasi sisaldus 4%
Jääkgaas	kg	192,30	641,0	Ruumala 97,89 Nm ³ /h
CO ₂	kg	191,60	638,7	mass = ruumala 97.89 Nm ³ *tihedus 1,977 kg/Nm ³
CH ₄	kg	0,70	2,3	0,5% algsest pääseb jääkgaasi, st 0,975 Nm ³ (Jan Kruiiti suulised andmed). mass = ruumala 0,975 Nm ³ *tihedus 0,717kg/Nm ³

2.2.6. Biometaani kasutamine transpordikütusena

Eeldatakse, et puhastatud biogaas ehk biometaan transporditakse balloonidega 240 baarise rõhu all 130 km kaugusele tanklasse. Arvestatakse, et biometaani kasutavad gaasiautod, mille andmed on võetud Škoda kodulehelt Škoda Octavia tutvustuse põhjal. 100 km kohta kasutab Škoda Octavia CNG 5,4 Nm³ biogaasi ja Škoda Octavia 5,4 l bensiini. Gaasi autokütusena kasutamise arvestamiseks kasutatakse Ecoinvent andmebaasi protsessi.

2.2.7 Elektri ja soojuse koostootmine biogaasist

Teise stsenaariumi kohaselt läheb ilma puhastamata biogaas elektri ja soojuse koostootmisjaama põletamiseks, mis asub biogaasijaama juures. Olelusringi inventuuri andmed biogaasist elektri ja soojuse tootmise protsessis on toodud tabelis 16. Toodetud elekter asendab põlevkivi ja talitusühiku kohta asendatakse 18 332,3 kWh elektrit (arvutused tabelis 17). Toodetud soojus asendab maagaasi ja ühe talitusühiku kohta asendatakse 34753,4 MJ energiat (arvutused tabelis 18).

Tabel 16. Oleeuringi inventuuri andmed: elektri ja soojuste koostootmine biogaasist

Sisend	Ühik	Kogus 1 MJ kohta	Kommentaari
Biogaas	Nm ³	0,0437063	Biogaasi kogus, mis sisaldab energiat 1 MJ. Arvutatud vastavalt biogaasi kütteväärtusele: 22,88 MJ/Nm ³ ehk siis 1MJ=0,044 Nm ³ (Hamelin et al. 2011)
Väljund			
Soojus	MJ	0,46	Biogaasijaama soojusteefektiivsus on 46% (Hamelin et al. 2011)
Elekter	MJ	0,4	Biogaasijaama elektritootmise efektiivsus on 40% (Hamelin et al. 2011)
<i>Emissioonid õhku</i>			
Süsinikdioksiid (CO ₂)	kg	0,0836	Nielsen et al. 2009b, tabel 34
Süsinikmonooksiid (CO)	kg	0,00031	Nielsen et al. 2010, tabel 1
Metaan (CH ₄)	kg	0,000434	Nielsen et al. 2010, tabel 1
Lenduvad orgaanilised ühendid, välja arvatud metaan (NMVOC)	kg	0,00001	Nielsen et al. 2010, tabel 1
Ammoniaak (NH ₃)	kg		Andmed puuduvad
Dilämmastikoksiid (N ₂ O)	kg	0,0000016	Nielsen et al. 2010, tabel 1
Lämmastikoksiidid (NO _x)	kg	0,000202	Nielsen et al. 2010, tabel 1
Lämmastikmonooksiid (NO)	kg	-	Andmed puuduvad
Lämmastik (N ₂)	kg	-	Andmed puuduvad
Tahked osakesed: PM 10	kg	0,000000451	Nielsen et al., 2009b, tabel 65
Tahked osakesed: PM 2,5	kg	0,000000206	Nielsen et al., 2009b, tabel 65
Divesiniksulfiid (H ₂ S)	kg	-	Andmed puuduvad
Vääveldioksiid (SO ₂)	kg	0,0000192	Nielsen et al., 2010, tabel 7.1
Lõhn		-	Andmed puuduvad
Eritumine vette		-	Andmed puuduvad
Eritumine pinnasesse		-	Andmed puuduvad

Tabel 17. Biogaasist toodetud elekter (välditud põlevkivielekter) talitlusühiku kohta.

	Ühik	Kogus	Kommentaar
1 tonni segu kohta toodetud biogaas	Nm ³	44,5	Biogaasi toodang ühe tonni segu kohta miinus kaod.
Talitlusühiku kohta toodetud biogaas	Nm ³	7596,6	1 ha turbaalal kasvatatud päideroo kohta toodetud biogaasi kogus aastas.
Talitlusühiku kohta toodetud kogu elekter	MJ	69524,3	1 ha kohta toodetud biogaas 7596,6 Nm ³ *40% elektritootmise efektiivsus*22,88 MJ/Nm ³ biogaasi energeetiline väärtus.
Talitlusühiku kohta vajaminev elekter biogaasi tootmise protsessis	kWh	980,0	Arvutatud eeldusel, et 0,129 kWh kulub 1 Nm ³ biogaasi tootmiseks (Hamelin et al. 2011). Elekter on omatoodang.
Talitlusühiku kohta välditud lõplik elektri kogus	kWh	18332,3	Toodetud elekter (1 kWh on 3,6 MJ) miinus protsessis vajaminev elekter.

Tabel 18. Biogaasist toodetud soojus (välditud maagaasi soojusenergia) talitlusühiku kohta.

	Ühik	Kogus	Kommentaar
1 tonni segu kohta toodetud biogaas	Nm ³	44,5	Biogaasi toodang ühe tonni segu kohta miinus kaod.
Talitlusühiku kohta toodetud biogaas	Nm ³	7596,6	1 ha turbaalal kasvatatud päideroo kohta toodetud biogaasi kogus aastas.
Talitlusühiku kohta toodetud kogu soojus	MJ	79952,9	1 ha kohta toodetud biogaasi kogus 7596,6 Nm ³ *46% soojusefektiivsus*22,88MJ/Nm ³ biogaasi energeetiline väärtus.
Talitlusühiku kohta vajaminev soojus biogaasi tootmise protsessis	MJ	22030,6	Soojusvajadus 128,9 MJ/t segu* 50,079 t segu 1 ha kohta.
Talitlusühiku kohta välditud lõplik soojuse kogus	MJ	34753,4	(Toodetud soojus - protsessis vajaminev soojus)* 60% toodetud soojusest kasutatakse ära.

2.2.8. Digestaadi hoiustamine

Biogaasi tootmisest järele jäänud digestaati kasutatakse põllukultuuride väetamiseks. Väetist vajatakse kord aastas ja seetõttu tuleb digestaati hoiustada. Seda tehakse väljas, avatud mahutis ning seetõttu lisandub digestaadile vihmavesi. Tuleb arvestada ka emissioonidega, mis hoiustamisel õhku jõuavad.

IPCC (2006a) andmetel sõltub metaani eraldumine hoiustamisel nii temperatuurist kui ka hoiustamise ajast. Siinjuures on oluline süsteemispetsiifiline metaani muundumistegur (MCF), mis kajastab saavutatavat osakaalu teoreetilisest metaanipotentsiaalst (TBMP). MCF võib teoreetiliselt olla 0–100%. Vedelsõnnik soojades tingimustes pika aja jooksul soodustab metaani eraldumist, sel juhul võib olla MCF olla 65–80%. Samas kuivmaterjalina sõnniku hoiustamine jahedas kliimas ei soodusta metaani eraldumist ja MCF on seetõttu väga madal (1%) (IPCC 2006a).

Käesolevas töös on IPCC (2006a) soovitude kohaselt arvestatud, et MCF on 10%, kuna seda hoiustatakse alla 10 kraadise keskmise aastase temperatuuriga ja sõnnik on kaetud koorikuga (antud juhul lisatud põhukiht, mis toimib loomuliku koorikuga sarnaselt). Digestaadi massibilanssidele toetudes on leitud, et digestaadi TBMP on 0,42 kg CH₄/kg VS (tuleneb sellest, et 1000 kg digestaadis on läga mass 816,4 kg ja TBMP 0,43 kg CH₄/kg VS ja päideroo mass 183,6 kg ja TBMP 0,38 kg CH₄/kg VS). Emissiooni vähendamise faktor on Nielsen et al. (2009a) andmetel 50%.

Tabelis 19 on toodud olelusringi inventuuri andmed digestaadi hoiustamise protsessis ja tabelis 20 on arvatud digestaadi muutunud koostis pärast hoiustamist.

Tabel 19. Olelusringi inventuuri andmed: digestaadi hoiustamine.

Sisend	Ühik	Väärtus	Kommentaar
Digestaat	kg	1000	1000 kg digestaati pärast kääritit, emissioonid on arvatud selle koguse kohta
Vesi	kg	111	Lisanduvad sademed. Andmed: Hamelin et al. 2013.
Põhukiht	kg	2,5	Põhu tootmist ei arvestata, kuna eeldatakse, et see on jääde.

Energiatarve

Elekter	kWh	2,90	Elektrikulu digestaadi pumpamiseks ja segamiseks. Andmed: Wesnæs et al. 2009.
<hr/>			
Väljund			
Digestaat	kg	1110,95	Digestaat pärast hoiustamist, lisandused miinus kaod (emissioonid).
<i>Emissioonid õhku</i>			
Süsinikdioksiid (CO ₂)	kg	3,343	Buswelli valem: metaani eraldumisel eraldub alati ka CO ₂ . Segu CO ₂ :CH ₄ vahekord on 2,168 kg CO ₂ /kg CH ₄ (Tabel 14).
Metaan (CH ₄)	kg	1,542	Vastavalt IPCC (2006a) juhtnõoidele. Arvutus: 73,41 kg VS/1000 kg digestaati *0,42 kg CH ₄ /kg VS digestaadi TBMP*10% IPCC faktor* (100-50)% emissiooni vähendamise faktor (Nielsen et al. 2009a).
Ammoniaak (NH ₃ -N)	kg	0,405	Sama, mis läga puhul. 10% N-i emiteerub ammoniaagina (Keskkonnaministri määrus nr 48 2008) Arvutus: 4,93 kg N*10%*14,007/17,0308.
Dilämmastikoksiidi otsesed emissioonid (N ₂ O-N)	kg	0,0246	Emissioonifactoriga sama mis lägal: emiteerub 0,005 kg N ₂ O-N/kg N kohta (IPCC 2006a). Arvutus 0,005 kg * 4,93 kg N
Dilämmastikoksiidi kaudsed emissioonid (lämmastiku lendumine) (N ₂ O-N)	kg	0,004053	Emisioonifaktor 0,01 kg N ₂ O-N/lendunud (NH ₃ -N + NO _x -N) kg kohta (IPCC 2006a). Arvutus: 0,01 kg*(0,405+0,000161) kg
Lämmastikmonooksiid (NO-N) (esindab kogu NO _x -i)	kg	0,000161	NO on 0,0001 TAN-st; 70% üldlämmastikust on TAN (Pehme 2013). Arvutus: 4,93 kg N/1000 kg digestaat* 70%* 0,0001 kg NO-N/kg TAN* 14,007/30,0064
Lämmastikdioksiid (NO ₂ -N)	kg	-	Andmed puuduvad
Lämmastik (N ₂ -N)	kg	0,0103	N ₂ -N on 0,003 TAN-st; 70% üldlämmastikust on TAN (Pehme 2013). Arvutus: 0,003*70%*4,93 kg N
<i>Eritumine vette</i>			Ei ole

Tabel 20. Massibilansid digestaadi hoiustamise protsessis.

	Digestaat pärast kääritita	Massibilanss: muutus digestaadi hoiustamise jooksul	Massibilanss: kogus pärast digestaadi hoiustamist	Digestaat pärast hoiustamist
Ühik	Kg/1000 kg digestaadi kohta pärast kääritit	kg	kg	kg/1000 kg digestaadi kohta pärast hoiustamist
Kogumass	1000	110,99 ^b	1110,95	1000
KA	94,93	-2,51 ^c	92,42	83,19
VS	73,41	-2,51 ^d	70,91	63,82
N	4,93	-0,44 ^e	4,49	4,04
P	1,16	Muutuseta	1,16	1,04
K	4,54	Muutuseta	4,54	4,09
C	47,87	-2,07 ^f	48,80	41,23

a Tabelist 12

b Lisatud vee ja põhu mass ja lahutatud kuivaine kadu. Põhu koostist ei ole lisatud, kuna selle mõju on väga väike.

c Arvutatud lämmastiku ja süsiniku kao summana.

d Kogu vähenev kuivaine on VS.

e N kadu tuleb NH₃-N, N₂O-N, NO-N ja N₂-N emissioonide summast (tabel 19).

f C kaod tulevad CH₄ ja CO₂ emissioonidest hoiustamise jooksul (tabel 19). Nendest arvutatud süsiniku mass: $(3,343 \text{ kg CO}_2 * 12,011/44,01) + (1,542 \text{ kg CH}_4 * 12,011/16,04) = 2,07 \text{ kg C}$.

2.2.9. Digestaadiga väetamine ja mineraalväetiste asendamine

Biogaasi tootmisest alles jääv digestaat kasutatakse ära põllukultuuride väetamiseks vastavalt Eesti tavapärasele viljavaheldusele. Digestaadi põllule laotamine toimub traktoriga. Väetisena on digestaati mõistlik kasutada võimalikult lähedal biogaasi-jaamale, et vähendada transpordikuluseid. Digestaadi transpordiks põllule on arvestatud 10 km, kuna pikemaid distantse tavaliselt sõnniku laotamisel ei kasutata (Hamelin et al. 2011). Masintöö andmetena on kasutatud protsesse Ecoinvent andmebaasist.

Digestaatväetis asendab mineraalväetisi, kuid neid asendab vaid efektiivne osa toitainetest. Digestaadis on omastatav umbkaudu 70% lämmastikust, 60% fosforist ja

90% kaaliumist (Pehme 2013). Põllupidajad arvestavad väetise kasutamist vastavalt taime vajadusele, digestaadi toitainete sisaldusele ja toitainete kättesaadavusele. Tabelis 21 on toodud viljavaheldus, mille põhjal on leitud vajalikud digestaadiga väetamise kogused kuue aasta kohta keskmiselt. Keskmise aastane toitainevajadus on antud juhul 121 kg lämmastikku, 22,2 kg fosforit ja 73,2 kg kaaliumit hektari kohta.

Tabel 21. Lämmastiku, fosfori ja kaaliumi nõuded 6-aastase viljavahelduse korral.

Aasta	Vili	N (kg ha ⁻¹) ^a	P (kg ha ⁻¹) ^a	K (kg ha ⁻¹) ^a
1	Kevadoder (allkylvina ristik)	100	24	40
2	Ristiku segu ^b	150	19	66
3	Ristiku segu ^b	150	19	66
4	Talinisu ^c	70	19	50
5	Mais	140	30	140
6	Raps	118	22	77
Aasta keskmine		121,3	22,2	73,2

^a Andmed N, P ja K vajaduste kohta Kanger jt (2014).

^b Ristiku segus on eeldatavalt 25% punast ristikut ja 75% heina, lähtuvalt sellest on arvatud toitainete vajadused.

^c N normi on alandatud 50 kg võrra, sest eelmine vili oli ristik, mis seob mulda lämmastikku (Kanger jt. 2014).

Digestaadi laotamise arvutuste juures tabelites 22–25 on välja toodud ka võrdlusstsenariumi andmed, kus päideroogu ei kasvatata ja biogaasistamiseks minevat sõnnikut kasutatakse tavapärasel viisil väetisena. Ka sellega välditakse mineraalväetisi, kuid kogused on veidi erinevad.

Sõnniku või digestaadi maksimaalne põllule laotatav kogus sõltub lämmastiku ja fosfori sisaldusest sõnnikus või digestaadis. Eestis on lubatud laotada maksimaalselt 170 kg/ha lämmastikku ja 25 kg/ha fosforit planeerimisperioodi kohta (Pehme 2013). Fosfor on limiteeriv tegur, kuna sõnnikus ja digestaadis on fosfori suhe lämmastikuga fosfori kasuks (tabel 22) võrreldes lubatud koguste fosfori ja lämmastiku suhtega. Niisiis fosfori järgi arvutades (tabel 23) on maksimaalne sõnniku või digestaadi kogus, mida saab ühele hektarile laotada vastavalt 23 t või 24 t.

Tabel 22. Toitainete sisaldus referents-sõnnikus ja digestaadis pärast hoiustamist.

	Ühik	Sõnnik	Digestaat	Kommentaari
Lämmastik (N)	kg N/t	4,21	4,04	Kogused 1 tonni sõnniku või

Fosfor (P)	kg P/t	1,09	1,04	digestaadi kohta pärast hoiustamist.
Kaalium (K)	kg K/t	3,68	4,09	

Tabel 23. Laotamiseks kuluva maa-ala arvestamine vastavalt sõnniku ja digestaadi fosfori sisaldusele.

	Ühik	Sõnnik	Digestaat	Kommentaar
P laotamine hektarile vastavalt taime vajadustele	kg P / ha	22,2	22,2	Tabel 21
Ala 1 tonni sõnniku laotamiseks	ha/t digestaat	0,043	0,042	1 t/ha*1 ha/t /digestaadi kogus ühe hektari kohta t/ha
Digestaadi kogus ühe hektari kohta	t digestaat/ha	23,0	24,0	Arvutatud digestaadi kohta pärast hoiustamist, mis sisaldab 25 kg P/ha (limiteeriv kogus)

Töös kasutatava viljavahelduse korral on vaja aastas keskmiselt 22,2 kg fosforit hektari kohta, kuid arvestades, et ainult 60% fosforist sõnnikus ja digestaadis loetakse taimedele omastatavaks, siis jääb sõnniku või digestaadiga laotatud fosforist taimedel puudu, kuna taimed omastavad sealt vaid 15 kg fosforit. Arvutades asendatud 15 kg 1 tonni digestaadi kohta leitakse, et asendatakse 0,63 kg mineraalsest fosforit 1 tonni digestaadi kohta. Võrdlusstenaariumi puhul asendatakse 1 tonni sõnniku kohta 0,65 kg fosforit. Samal viisil on leitud, et 1 tonn sõnnikut või digestaati asendab vastavalt 2,1 või 2,8 kg mineraalset lämmastikku ja 1 tonn sõnnikut või digestaati asendab vastavalt 3,2 või 3,1 kg mineraalset kaaliumit. Arvutused on toodud tabelis 24.

Tabel 24. Välditud mineraalväetised referents-sõnnikus ja digestaadis

Fosfor – P	Ühik	Sõnnik	Digestaat	Kommentaar
Soovitatud P kogus	kg P/ha	22,2	22,2	Tabelist 21
Laotatud P kogus	kg P/ha	25,0	25,0	Maksimaalselt lubatud
Taimedele kättesaadavus	%	60	60	Põllumajandusministri määrus nr. 71 2014, lisa 6.
Välditud P mineraalväetised	kg P/ha	15,0	15,0	Kasutatud kogus* kättesaadav kogus
Välditud P mineraalväetis 1 tonni	kg P/t	0,65	0,63	Välditud mineraalväetis hektaril*hektarid ühe tonni

sõnniku või digestaadi kohta				laotamiseks/1 ha
Lämmastik - N				
Soovitatud N kogus	kg N / ha	121,3	121,3	Tabelit 21
Laotatud N kogus	kg N /ha	96,7	96,8	1 hektarile laotatav kogus *lämmastiku kogus laotatud 1 tonnis
Lämmastiku taimele kättesaadavus	%	50	70	50% sõnnikus (Põllumajandusministri määrus nr 71 2014, lisa 6, Pehme 2013).
Välditud N mineraalväetised	kg N / ha	48,4	67,8	Kasutatud N kogus*kättesaadavus
Välditud N mineraalväetised/1 t kasutatud sõnniku või digestaadi kohta	kg N/1 t digestaat	2,1	2,8	Välditud N mineraalväetis ühel hektaril (kg/ha)* hektarid ühe tonni laotamiseks (ha/t)
Kaalium – K				
Soovitatud K kogus	kg K/ha	73,2	73,2	Tabelist 21
Laotatud K kogus	kg K/ha	84,6	98,0	1 hektarile laotatav kogus*K kogus 1 tonnis sõnnikus või digestaadis
K taimele kättesaadavus	%	90	90	Põllumajandusministri määrus nr. 71, 2014, lisa 6.
Teoorias välditud K mineraalväetised	kg K/ha	76,2	88,2	kasutatud kogus*kättesaadav kogus
Tegelik välditud K mineraalväetised	kg K/ha	73,2	73,2	Digestaadiga pannakse rohkem, kui tegelikult vaja läheb. Välditakse vaid soovitatud K kogus.
Välditud K mineraalväetised/1 t kasutatud sõnniku või digestaadi kohta	kg K/t	3,2	3,1	Välditud K mineraalväetis ühel hektaril* hektarid ühe tonni laotamiseks

Nii fosforit kui ka lämmastikku tuleb soovitatud keskmist aastast normi arvestades mineraalväetistega juurde lisada. Kaaliumit said taimed juba orgaanilise väetisega piisavalt. Mineraalväetiste juurde andmise kogused on arvutatud tabelis 25.

Tabel 25. Lisaks kasutatud mineraalväetised.

Mineraalväetis	Ühik	Sõnnik	Digestaat	Kommentaar
Lämmastik	kg N/ha	73,0	53,5	Soovitatud kogus - välditud kogus
	kg N/t sõnnikut või digestaati	3,2	2,2	Soovitatud N kogus hektaril *ala, mida vaja 1 tonni digestaadi laotamiseks - välditud väetised 1 tonni digestaadi kohta
Fosfor	kg P/ha	7,2	7,2	Soovitatud kogus - välditud kogus
	kg P/t sõnnikut või digestaati	0,31	0,30	Soovitatud P kogus hektaril *ala, mida vaja 1 tonni digestaadi laotamiseks - välditud väetised 1 tonni digestaadi kohta

Leostumise leidmiseks on vajalik arvutada lämmastiku ja fosfori ülejääk põllul. Selleks leitakse keskmiselt aastas ühele hektarile pandud väetise kogus kokku (orgaaniline väetis ja mineraalväetis). Kaaliumit pandi samuti põllule liias, kuid see ei ole leostumise seisukohast oluline. Liia leidmiseks on arvatud tabelis 26 keskmine taimetoitainete eemaldamine saagiga. Ühelt hektarilt viiakse aastas keskmiselt ära 83,5 kg lämmastikku ja 14,1 kg fosforit.

Tabel 26. Lämmastiku ja fosfori kasutus põllukultuuridel

Aasta	Külvikord	Saagikus kg KA/ha ^a	Taimetoitainete eemaldamine kg/ha ^a	
			N	P
1	kevadoder (allkülvina ristik)	4	80	12
2	ristiku segu	6	84	12
3	ristiku segu	6	84	12
4	taliniisu	4	100	16
5	mais	6	81	16,8
6	raps	2	72	16
Aastas keskmiselt			83,5	14,1

^a Andmed: Kanger jt. 2014

Digestaadiga väetamise stsenaariumi puhul kasutatakse lämmastikväetisi ühel hektaril aastas keskmiselt 150,4 kg ja fosforväetisi 32,2 kg (tabel 27). Vastavalt kasutatud väetiste kogustele ja toitainete saagiga eemaldamise andmetele, saab arvutada lämmastiku ja fosfori liia, millest omakorda saab leida leostumise, mis on toodud tabelis 28.

Tabel 27. Laotatud väetiste kogus digestaadiga väetamise puhul

	kg N/ha	kg P/ha
Aastas keskmiselt (digestaadist)	96,8	25,0
Aastas keskmiselt (mineraalväetistest)	53,5	7,2
Aastas keskmiselt kokku	150,4	32,2

Tabel 28. Leostumise leidmine põllult

	Ülejääk aastas (kg/ha)	Leostumine aastas (kg/ha)	Leostumise % laotatud N-st või P- st	Kommentaar
N	66,9	25,1	16,7	Leostumise arvutuse valem: $-13 + 0,57 * N$ ülejääk (Salo, Turtola 2006).
P	18,03	0,90	3,61	5% ülejäägist (Nielsen, Wenzel 2006)

Digestaadi põllule laotamise protsessi olelusringi inventuuri andmed on toodud tabelis 29.

Tabel 29. Olelusringi inventuuri andmed: digestaadi laotamine

Sisend	Ühik	Kogus	Kommentaar
Digestaat pärast hoiustamist	kg	1000	Emissioonid on arvatud 1000 kg digestaadi kohta.
Väljund			
<i>Emissioonid õhku</i>			
Süsinikdioksiid (CO ₂)	kg	128,487	85% mulda antud süsinikust jõuab õhku CO ₂ -na 20 aasta jooksul. Baseerub läga ja rohusilo digestaadi andmetel ja leitud C-tooliga (Hamelin et al. 2013). Arvutus: $85\% * 41,23 \text{ kg C}/1000 \text{ kg digestaat pärast hoiustamist} * (44/12)$.
Metaan (CH ₄)	kg	-	Eeldatavalt aeroobsetes tingimustes ebaoluline.
Ammoniaak (NH ₃ -N) laotamise ajal	kg	0,015	Ammoniaagi kadu väetamisel voolikuga on 0,5% TAN-ist (Hansen et al. 2008), TAN pärast hoiustamist on 72% üldlämmastikust (Pehme 2013).
Ammoniaak	kg	0,646	Emiteerub 16,1% kogu põllule antavast

(NH ₃ -N) perioodil pärast laotamist			lämmastikust (Hamelin et al. 2013).
Lämmastikoksiidi otsesed emissioonid (N ₂ O-N)	kg	0,040	Emiteerumine. IPCC juhised lk 11.11 (IPCC 2006b): 0,01 kg N ₂ O-N/1kg antud lämmastiku kohta.
Lämmastikoksiidi kaudsed emissioonid (N ₂ O-N)	kg	0,007	Lendumine. IPCC juhised lk 11.24 (IPCC 2006b): 0,01 kg N ₂ O-N/ 1 kg lendunud NH ₃ -N+NO _x -N kohta.
Lämmastikoksiidid (NO _x -N)	kg	0,004	Lämmastiku leostumisest. IPCC juhised, lk 11.24 (IPCC 2006b): 0,0075 kg N ₂ O-N /1 kg leostunud N kohta.
Lämmastik (N ₂ -N)	kg	0,121	0,1 * N ₂ O-N (otsesed emissioonid) (Hamelin et al. 2013).
<i>Eritumine vette</i>			
Lämmastiku leostumine	kg	0,675	Liivases mullas (JB3) on N ₂ -N:N ₂ O-N suhe 3:1 (Hamelin et al. 2010).
Fosfori leostumine	kg	0,038	Leostumise protsent laotatud lämmastikust on 16,71% (tabel 28).
			Leostumise protsent laotatud fosforist on 3,61% (tabel 28).

4. Tulemused ja arutelu

Olelusringi hindamine teostati SimaPro 7.3.2. programmiga kasutades Edip 2003 meetodit. Tabelis 30 on kokkuvõtlikult esitletud päideroo kasvatamise ja biogaasina kasutamise keskkonnamõjud analüüsitud mõjukategooriates talitlusühiku (1 ha turbaala) kohta ühes aastas. „Biometaan“ tähistab biometaani autokütusena kasutamise stsenaariumit ning „CHP“ tähistab biogaasist elektri ja soojuste koostootmise stsenaariumit.

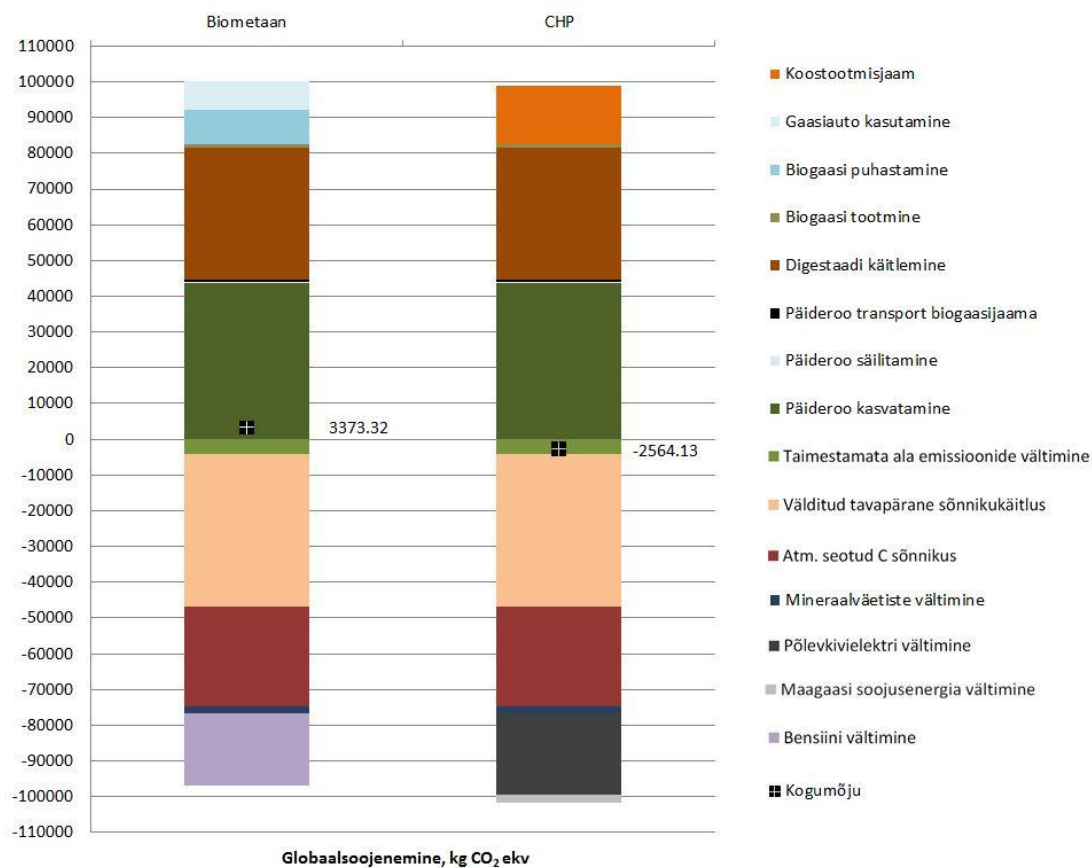
Tabel 30. Kokkuvõtte olulisematest keskkonnamõjudest ühe hektari turbaala rekultiveerimisel.

Mõjukategooria	Ühik	Biometaan	CHP
Globaalsoojenemine 100a	kg CO ₂ ekv	3477	-2564
Hapestumine	m ²	104	851
Vee eutrofeerumine lämmastik (N)	kg N	62,4	64,9
Vee eutrofeerumine fosfor (P)	kg P	9,0	8,3

Kokkuvõtlikult on tabelis 30 näha, et soojuse ja elektri koostootmine on globaalsoojenemise potentsiaali vähendav, biometaani kasutamine autokütusena aga suurendav. Globaalsoojenemise seisukohast on niisiis parem kasutada biogaasi elektri ja soojuse tootmiseks. Hapestumise mõjukatena vaadeldes on CHP stsenaariumi potentsiaal märkimisväärselt suurem kui biometaani stsenaariumi korral ning sellele toetudes oleks keskkonna seisukohast parem kasutada biometaani transpordikütusena. Eutrofeerumise kategoorias on CHP ja biometaani stsenaariumid küllaltki võrdsed. Lämmastikust tulenevad eutrofeerumise mõjud on veidi suuremad elektri ja soojuse tootmisel ja fosfori mõjud on veidi suuremad biometaani kasutamisel autokütusena.

4.1. Globaalsoojenemise mõjukategooria

Tulemused globaalsoojenemise mõjukategoorias biometaani ja CHP stsenaariumi puhul on toodud joonisel 3. Tulemustest selgub, et biometaani kasutamine autokütusena on globaalsoojenemist veidi soodustav, vastavalt 3477 kg CO₂ ekv. Biogaasist elektri ja soojuse tootmine on globaalsoojenemist veidi vähendav, vastavalt -2564 kg CO₂ ekv.



Joonis 3. Globaalsoojenemise mõjukategooria tulemused biometaani ja CHP stsenaariumi korral talitlusühiku kohta (ühik kg CO₂ ekv). Positiivsed tulemused joonisel näitavad tegevuste globaalsoojenemise potentsiaali suurendavat mõju ja negatiivsed tulemused vähendavat mõju. Kogumõju on toodud välja arvuliselt kõikide etappide peale kokku.

Vaadeldes täpsemalt olelusringi etappide keskkonnamõjusid on näha, et globaalsoojenemise suurenemisesse panustab kõige rohkem päideroo kasvatamise etapp, kus põhiline emissioonide hulk tuleb kasvuhoonegaaside emiteerumisest päideroopõllult (42 848 kg CO₂ ekv). Samuti on suur osatähtsus digestaadi kasutamisel, eelkõige väetisena laotatud digestaadi emissioonidel põllult (27 233 kg CO₂ ekv) ja digestaadihoidla emissioonidel (8946 kg CO₂ ekv). Olulist mõju omab veel ka biogaasi puhastamine ja kasutamine autokütusena (17 887 kg CO₂ ekv) või biogaasi põletamine elektri ja soojuse koostootmisjaamas (16 612 kg CO₂ ekv).

Kõige väiksemad keskkonnamõjud tulenevad päideroo kasvatamise etapis põllutöödest ja kasutatud mineraalväetistest (vastavalt 195 ja 765 kg CO₂ ekv). Digestaadi kasutamise juures on mõningane mõju digestaadi transpordil ja laotamisel

põllule (vastavalt 554 ja 218 kg CO₂ ekv). Väike mõju on ka päideroo transpordil biogaasijaama, päideroo säilitamisel ja biogaasi tootmisel (vastavalt 495, 196, 973 kg CO₂ ekv).

Globaalsoojenemist vähendab kõige rohkem välditud sõnnikukäitlus (-42 531 kg CO₂ ekv), kus on sisse arvestatud emissioonid lägahoidlast, läga transport, laotamine ja läga emissioonid põllult. Samuti vähendab globaalsoojenemist atmosfäärist seotud süsinik sõnnikus (-28 030 kg CO₂ ekv). See on sisse toodud, kuna süsinik, mis eraldub sõnniku ja digestaadi käitlemise juures, on tegelikult varem atmosfäärist seotud ning seetõttu on vaja näidata vastukaaluks tekkivatele emissioonidele ka algset sidumist. Lisaks vähendab globaalsoojenemist välditud bensiin ja põlevkivielekter, vastavalt -20 099 ja -22 535 kg CO₂ ekv. Väiksem osatähtsus on välditud taimestamata ala emissioonidel (-4273 kg CO₂ ekv), mineraalväetistel (-1899 kg CO₂ ekv) ja maagaasi soojusenergial (-2330 kg CO₂ ekv).

Võrreldes CHP ja biometaani stsenaariumit, on näha, et biogaasi kasutamine elektri ja soojuse tootmiseks põhjustab veidi väiksemat globaalsoojenemise mõju (16 612 kg CO₂ ekv) kui biogaasi puhastamine biometaaniks ja selle autokütusena kasutamine (kokku 17 887 kg CO₂ ekv). Ka välditud mõjud on CHP stsenaariumi puhul kokkuvõttes veidi suuremad. Võrdluses biometaani stsenaariumiga tuleb suurim vähendamine välditud põlevkivielektrist, väiksem osatähtsus on asendatud maagaasi mõjudel. Biometaani autokütusena kasutamise puhul vähendatakse välditud bensiiniga samuti globaalsoojenemise potentsiaali, kuid veidi väiksemal määral kui elektri ja soojuse tootmisel.

Saadud tulemused sõltuvad tehtud eeldustest ja kasutatud andmetest. Tundlikkuse analüüsi käigus katsetati, kuidas mõjutab tulemust madalam saagikus, kasutades Lavassaare uute katsealade väetamise, biomassi koostise, emissioonide ja saagikuse andmeid. Kui töös kasutatud Lavassaare varasemate katsealade saagikus 2010. ja 2011. aastal oli keskmiselt 9,1 t ha⁻¹, siis uutel katsealadel 2013. ja 2014. aastal oli saagikus vaid 2,66 t ha⁻¹.

Tundlikkuse analüüsist selgub, et saagikus mõjutab tulemust märkimisväärselt – madalama saagikuse puhul on globaalsoojenemise potentsiaal oluliselt suurem. Erinevus kõrge ja madala saagikuse koondtulemuses on biometaani puhul vastavalt 3373 ja 30 885 kg CO₂ ekv ning CHP puhul -2564 ja 29 108 kg CO₂ ekv.

Nii kõrge kui madala saagikuse puhul tuleb oluline globaalsoojenemist suurendav mõju päideroopõllu emissioonidest, mis on mõlemal katsealal samas suurusjärgus (vastavalt 42 848 ja 48 179 kg CO₂ ekv). Emissioonid tasakaalustab kõrge saagikuse puhul saagi kasutamine ja sellega kaasnevad välditud mõjud. Madala saagikuse puhul on välditud mõjud oluliselt väiksemad ja seetõttu jäävad tulemustes selgelt ülekaalu päideroopõllult emiteeruvad kasvuhoonegaaside emissioonid.

Kõrge ja madala saagikuse erinevustes on olulisteks kasvuhoonegaaside emissioonide vähendamise mõjutajateks vastavalt stsenaariumile kas välditud bensiin (-20 099 ja -5893 kg CO₂ ekv) või põlevkivielekter (-22 535 ja -6605 kg CO₂ ekv). Üheks oluliseks mõjutajaks on ka see, et 1 ha turbaala kohta kasutatakse madala saagikuse juures biogaasi tootmise jaoks vajalikku sõnnikut oluliselt vähem kui kõrge saagikuse korral. Sellest tuleneb ka kõrge ja madala saagikuse suur erinevus välditud sõnniku-käitluse mõjudes (-42 531 ja -12 463 kg CO₂ ekv), atmosfäärist seotud süsinikust sõnnikus (-28 030 ja -8215 kg CO₂ ekv) samuti mineraalväetiste asendamises (-1899 ja -660 kg CO₂ ekv). Kõrgema saagikuse puhul on ka tootmistegevustega seotud kasvuhoonegaaside emissioonid kõrgemad (päideroo väetamine, transport ja säilitamine, digestaadi käitlemine, biogaasi tootmine ja puhastamine, gaasiauto kasutamine), kuid siiski on välditud tegevuste vähendav mõju suurem.

Väiksema saagikuse korral biometaani ja CHP stsenaariumi võrdluses ilmneb, nagu ka kõrgema saagikuse puhul, et suurema globaalsoojenemise mõjuga on biometaani kasutamine autokütusena ja väiksema mõjuga elektri ja soojuse koostootmine. Kahe stsenaariumi vaheline erinevus on siiski väike (1777 kg CO₂ ekv).

Tegelikku olukorda paremini kajastavaks võib lugeda olelusringi hindamise tulemusi

kõrge saagikusega ($9,1 \text{ t ha}^{-1}$), kuna see on vastavuses mitmete teiste tööde andmetega üheniitelise sügise kuivainsaagikuse kohta turbamullal: Eestis $7,2 \text{ t ha}^{-1}$ (Heinsoo et al. 2011), Taanis 12 t ha^{-1} (Kandel et al. 2013c) ja Soomes $13,7 \text{ t ha}^{-1}$ (Seppälä et al. 2009). Samuti on tõenäoline, et praktikas valitakse päideroo kasvatamiseks võimalikult soodsate kasvutingimustega alad (Lavassaare uute katsealade väikese saagikuse üheks põhjuseks on Järvi Järveoja suulistel andmetel see, et alad on liiga kuivad).

Tehtud tundlikkuse analüüsist järeldub, et turbaalade kasutamise puhul on saagikusel väga suur mõju globaalsoojenemise potentsiaalile. Väiksema saagikusega on keskkonnamõjud oluliselt suuremad ja töö tulemustest lähtuvalt ei saa sel juhul päideroo turbaalal kasvatamist soovitada. Arvestades aga vajadust taastuvenergiat aina rohkem toota peab seda sellegipoolest kaaluma ühe võimaliku alternatiivina turbatootmisalade rekultiveerimisel ka veidi väiksema saagikuse korral, sest turbaalal päideroo kasvatamine on parem alternatiiv mineraalmuldadel päideroo kasvatamisele. Pehme (2013) järgi tuleb mineraalmullal asendada eeldatavalt mõni teine tootmissüsteem ning kaudse maakasutuse muutuse tõttu on selle mõjud suured ning seega seda olulusringi hindamise tulemusena ei soovitata konkurentsi tõttu toidu- ja söödakultuuridega. Niisiis isegi kui saagikus oleks madalam kui $9,1 \text{ t ha}^{-1}$, siis võib päideroo kasvatamine turbaalal olla siiski õigustatud, arvestades ka sellega, et luuakse lisandväärtus turbaala korrastamise näol.

Teiseks tehti tundlikkuse analüüs taimestamata ala kasvuhoonegaaside emissioonile, kuna kõrgema ja madalama saagikuse andmete taimestamata võrdlusalade kasvuhoonegaaside emissioonid olid peaaegu kahekordse erinevusega (vastavalt -4273 ja $-7492 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv}$). Sellest tulenevalt olid tänu päideroo kasvatamisele taimestamata ala välditud emissioonid kõrge saagikusega andmete puhul peaaegu kaks korda väiksemad kui madala saagikusega andmete puhul. Kui kõrge saagikuse juures oleks välditud taimestamata ala emissioone, mis mõõdeti uutel, madala saagikusega katsealadel, muudaks see kogutulemust $-3219 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv}$ võrra väiksemaks ehk siis metaani stsenaariumi puhul tasanduksid mõjud peaaegu nullini (kogumõju $155 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv}$) ning CHP stsenaariumi korral oleks globaalsoojenemise vähendamine oluliselt suurem ($-6507 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv}$).

CO₂ emissioonide erinevused võivad tulla niiskustaseme erinevustest. Mander et al. (2012) leidsid Lavassaare turbaalal, et on tõenäoline seos põhjavee sügavuse ja CO₂ emissioonide vahel – mida kõrgemal oli põhjavesi, seda väiksemad olid CO₂ emissioonid. Antud katsealade puhul võib niiskustaseme erinevus tulla nii vastava aasta ilmastikuoludest kui ka taimestamata alade asukohtade erinevusest. Järvi Järveoja suulistel andmetel on uued katsealad kuivemad ja seetõttu võib üheks CO₂ emissioonide erinevuse põhjuseks olla just see.

Tundlikkuse analüüsist võib järeldada, et väga olulised on välditud tegevuste andmed ja mahajäetud turbaala emissioonide puhul võivad need oluliselt kõikuda ning muuta ka seega tulemust.

Kolmandaks tehti tundlikkuse analüüs süsiniku sidumisele mulda juurte kaudu. Olelusringi hindamise põhistsenaariumist on see välja jäetud, kuna ei ole teada kas ja kui palju tegelikult 100-aastases ajaskaalas juurtega seotud süsinikust mulda püsima jääb. Petersen et al. (2013) põhjal jääb põllumaal 100-aastases skaalas mulda 9,7% sinna viidud süsinikust ja töös rõhutatakse vajadust olelusringi hindamises arvestada 100-aastast ajaskaalat, mitte lühiajalist süsinikubilanssi, kuna olelusringi hindamise globaalsoojenemise mõjukategooria arvestab 100 aasta perspektiivi.

Tundlikkuse analüüsis on vastavalt päideroo juurekäibe 0,95 (Xiong, Kätterer 2010) ja maa-aluse biomassi andmetele Lavassaarest leitud süsiniku sidumine mulda ja eeldatud, et sellest 20% jääb sinna 100-aastases ajaskaalas püsima. Sellist eeldust arvestades on nii biometaani kui ka CHP stsenaariumil globaalsoojenemist vähendav mõju. Globaalsoojenemise kogumõju on biometaani kasutamisel transpordikütusena - 82 kg CO₂ ekv ja elektri ja soojuse koostootmisel -6019 kg CO₂ ekv.

Mõned päideroo kasvatamise uuringud turbaalal (nt Järveoja et al. 2012, Shurpali et al. 2010) on arvestanud, et kõik juurtega seotu jääb mulda ning sellega on saadud suurem süsiniku sidumine kui käesolevas töös. Sellegipoolest on ka mulda seotud süsinikku mitte arvestades tulemus globaalsoojenemise seisukohast lootustandev,

kuna välditud mõjudest tingitud positiivne efekt on piisavalt suur, et soovitada turbaalal päideroo kasvatamist. Seda enam, et tegemist on konservatiivse stsenaariumiga ning osaliselt mulda seotud süsiniku lisamine parandab tulemust veelgi.

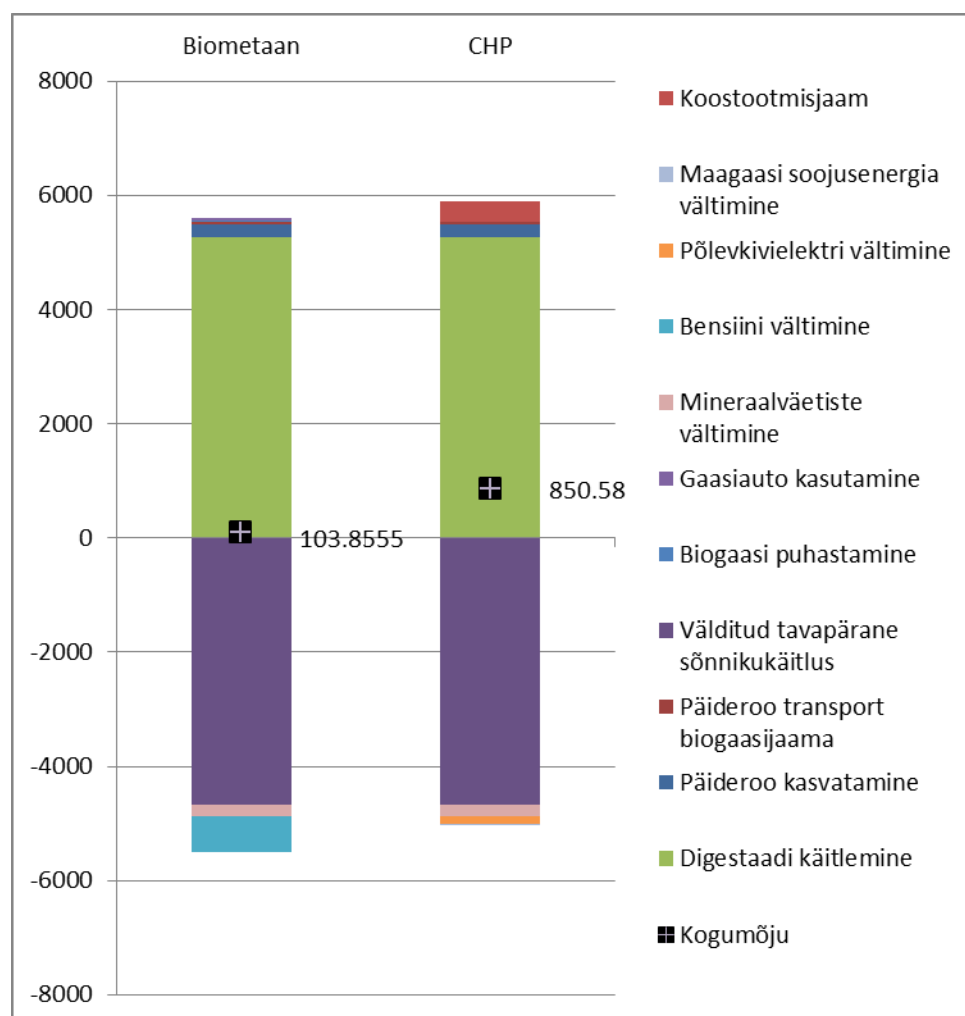
Tundlikkuse analüüside tulemusena selgus, et nii taimestamata ala välditud emissioonide muutmise kui juurekäibe 20% sisse arvestamise juures väheneb globaalsoojenemise mõju umbkaudu 3000 kg CO₂ ekv võrra. Samas madala saagikusega andmete tõttu suurenes globaalsoojenemise potentsiaal suurusjärgus 30 000 kg CO₂ ekv.

Globaalsoojenemise mõjukatagooriat kokku võttes on kogumõjud vaid CHP stsenaariumi puhul globaalsoojenemist vähendavad (-2564 kg CO₂ ekv). Seda arvestades tasuks kasutada päideroost toodetud biogaasi pigem soojuse ja elektri tootmiseks kui transpordikütusena. Tasub siiski tähele panna, et CHP stsenaariumi puhul on oluline roll põlevkivielektri asendamisel. Kui eeldada, et asendatakse mõni teine, väiksema globaalsoojenemise mõjuga energiaallikas, siis võib see ka tulemust oluliselt mõjutada ning biometaani kasutamine võib osutuda paremaks variandiks. Eestis on hetkel siiski põlevkivi asendamine kõige tõenäolisem, kuna selle osakaal elektritootmises on suur, 85% kogu toodetud elektrist (Eesti Statistikaamet 2014). Samuti on oluline eesmärk vähendada põlevkivielektri tootmist ning minna üle taastuvatele energiaallikatele nagu seda on biomass. Sellegipoolest on ka biometaani kasutamine arvestatav stsenaarium kuna erinevus CHP stsenaariumiga ei ole väga suur. Sellele lisab kaalu see, et Eestil on oluline täita Euroopa Liidu (2009) direktiivi seatud eesmärk saavutada taastuvatest allikatest pärit transpordikütuste osakaaluks 10%. Niisiis võib olla asjakohane ka biometaani tootmine turbaalal kasvatatud päideroost.

4.2. Hapestumise mõjukatagooria

Tulemused hapestumise mõjukatagoorias biometaani ja CHP stsenaariumi puhul on toodud joonisel 4. Tulemustest selgub, et hapestumise mõjukatagoorias on oluliselt suurem keskkonnamõju elektri ja soojuse tootmise stsenaariumil (CHP ja biometaan vastavalt 851 ja 104 m²). Selle põhiliseks põhjuseks on ühelt poolt hapestumise

oluline suurenemine elektri ja soojuse koostootmisel (361 m^2), kuid ainult väike vähendamine põlevkivielektri vältimisel (-133 m^2), ja teiselt poolt oluline hapestumise vähenemine biometaaniga kasutamisel välditud bensiini tõttu (-623 m^2), kuid ainult väike suurenemine biogaasi puhastamisel (31 m^2) ja gaasiauto kasutamisel (46 m^2).



Joonis 4. Hapestumise mõjukategooria tulemused biometaaniga ja CHP stsenaariumi korral (ühik m^2). Positiivsed tulemused joonisel näitavad tegevuste hapestumise potentsiaali suurendavat mõju ja negatiivsed tulemused vähendavat mõju. Kogumõju on arvuliselt toodud kõikide etappide peale kokku.

Kõige rohkem panustab hapestumise potentsiaali digestaadi käitlemine, eelkõige digestaadi hoiustamine (1841 m^2) ja emissioonid põllul (3385 m^2). Samuti on oluline elektri ja soojuse tootmise mõju (361 m^2). Vähemal määral suurendab hapestumise potentsiaali mineraalväetiste kasutamine päideroo kasvatamisel (187 m^2), digestaadi transport (51 m^2) ja laotamine põllule (23 m^2), päideroo kasvatamise põllutööd

(24 m²), päideroo transport biogaasijaama (45 m²) ning biogaasi puhastamine (31 m²) ja gaasiauto kasutamine (46 m²) biometaani stsenaariumis.

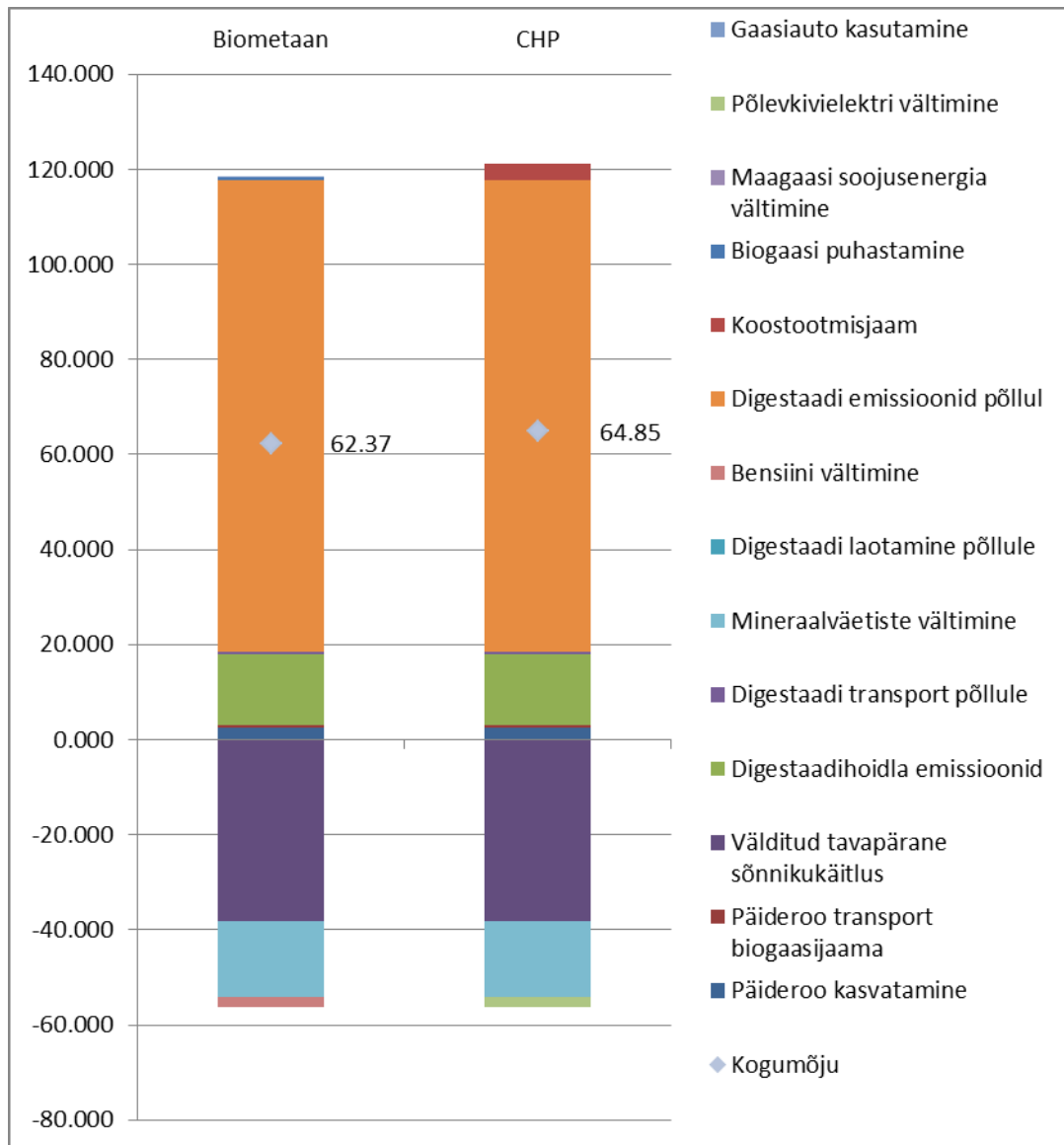
Kõige vähendavam mõju on tavapärase sõnnikukäitluse vältimisel (-4665 m²). Samuti vähendab hapestumist mineraalväetiste kasutamise vältimine tänu digestaadi kasutamisele (-213 m²), biometaani stsenaariumi puhul bensiini vältimine (-623 m²) ja CHP stsenaariumi korral põlevkivielektri vältimine (-133 m²) ja maagaasi soojusenergia vältimine (-27 m²).

Tundlikkuse analüüsi käigus vaadeldakse, nagu ka globaalsoojenemise potentsiaali puhul, kuidas mõjutab tulemusi oluliselt madalam saagikus. Kui globaalsoojenemise potentsiaalis on madala saagikusega tulemus tugevalt globaalsoojenemist suurendav, siis hapestumise puhul suureneb potentsiaal madala saagikuse puhul vaid biometaani stsenaariumi juures (kõrge ja madal saagikus vastavalt 104 ja 166 m²). Elektri ja soojuse tootmise korral aga väheneb hapestumise kogumõju (kõrge ja madal saagikus vastavalt 851 ja 385 m²).

Saagikuste võrdluses on suur osatähtsus tootmise etappides tekkival mõjul, mis oleneb kasutatud päideroo kogustest. Biometaani stsenaariumi puhul tuleb kõrgema saagikuse väiksem mõju bensiini vältimisest (-623 m²). Madalama saagikusega välditakse bensiini vähe (-183 m²) ja seetõttu on sel juhul hapestumise kogumõju tõusnud. CHP stsenaariumis on aga ka kõrge saagikusega välditud põlevkivielektri ja maagaasi soojusenergia väikese tähtsusega (-133 m² ja -27 m²) ja niisiis pole vähenemine madalama saagikuse puhul määrav.

4.3. Eutrofeerumise mõjukategooria, lämmastik

Lämmastikust põhjustatud eutrofeerumise tulemused on toodud joonisel 5, millest selgub, et eutrofeerumise potentsiaal on veidi kõrgem elektri ja soojuse tootmise korral (CHP ja biometaani stsenaarium vastavalt 64,85 ja 62,37 kg N).



Joonis 5. Eutrofeerumise (lämmastik) mõjukategooria tulemused biometaani ja CHP stsenaariumi korral (ühik kg N). Positiivsed tulemused joonisel näitavad tegevuste eutrofeerumise potentsiaali suurendavat mõju ja negatiivsed tulemused vähendavat mõju. Kogumõju on arvuliselt toodud kõikide etappide peale kokku.

Eutrofeerumise mõju suurenemine tuleb eelkõige digestaadi emissioonidest põllul (99,2 kg N) ja digestaadihoidlas (15,0 kg N). Vähesel määral panustavad eutrofeerumisse päideroo kasvatamise tegevused ja transport biogaasijaama, digestaadi transport ja laotamine põllule, biogaasi puhastamine ja gaasiauto kasutamine, mille mõju jääb kõigil alla 2 kg N. CHP stsenaariumi puhul on elektri ja soojuse tootmise mõju 3,4 kg N.

Eutrofeerumise mõju vähenemine tuleb eelkõige välditud tavapärasest sõnniku-käitlusest (-38,1 kg N) ja välditud mineraalväetistest (-16,0 kg N). Väike olulisus on biometaani stsenaariumi puhul välditud bensiiinil (-2,1 kg N) ning CHP stsenaariumi puhul välditud põlevkivielektril (-2,0 kg N) ja maagaasi soojusenergial (-0,1 kg N).

Kahe stsenaariumi võrdluses on biometaani kasutamine veidi madalama eutrofeerumise potentsiaaliga. Välditud mõjud on küll mõlemal juhul sama suured, kuid elektri ja soojuse koostootmisjaama eutrofeerumist suurendav mõju on kõrgem kui biometaani kasutamise mõju. Siiski on erinevus piisavalt väike (koonderinevus 2,5 kg N), et stsenaariumi valikul arvestada eelisjärjekorras suurema erinevusega mõjukategooriaid (nt globaalsoojenemine).

Tundlikkuse analüüsi käigus vaadeldakse, nagu ka eelnevates mõjukategooriates, kuidas mõjutab tulemusi madal saagikus. Lämmastikust põhjustatud eutrofeerumine väheneb mõlema stsenaariumi puhul madala saagikusega oluliselt. Kõrge ja madala saagikuse kogumõju on biometaani puhul vastavalt 62,4 ja 8,7 kg N ja CHP puhul 64,9 ja 9,4 kg N.

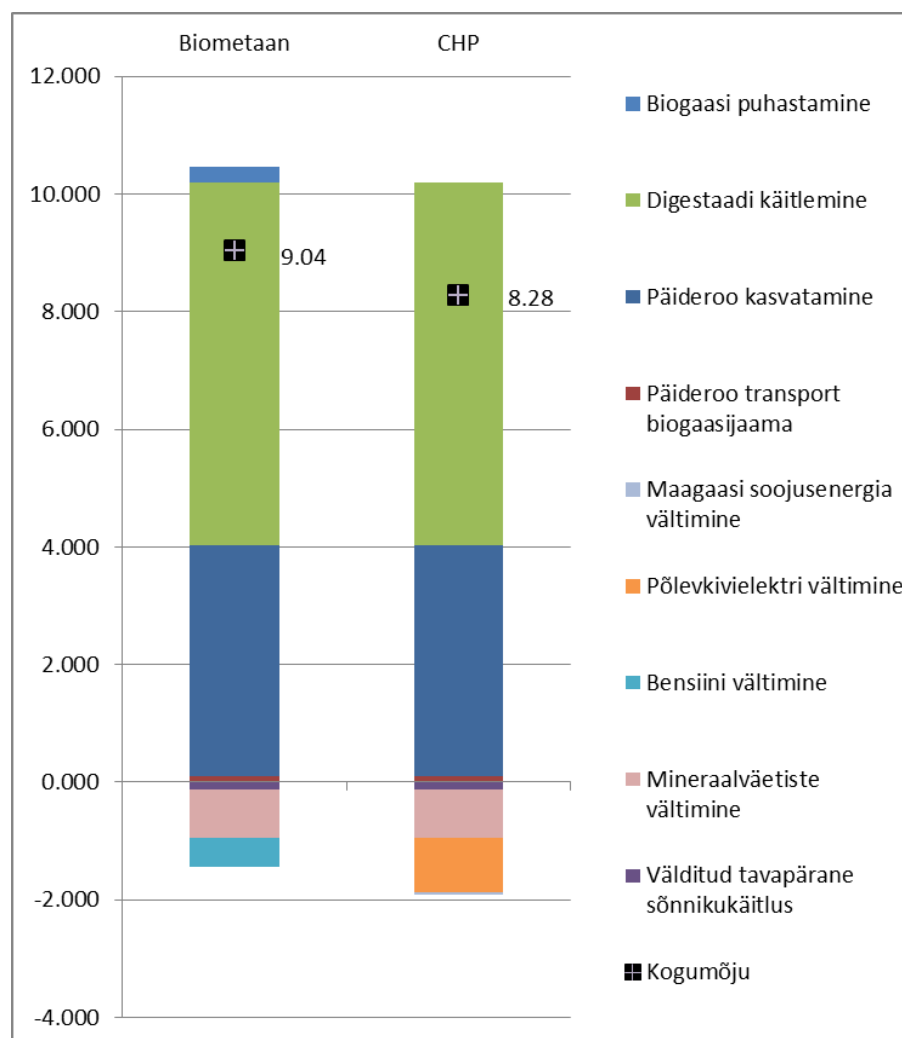
Digestaadi emissioonid põllul panustavad kõige rohkem eutrofeerumise erinevusse kõrge ja madala saagi korral. Selle põhjuseks on, et suure päideroo saagikuse korral kasutatakse 1 ha turbaala kohta ära palju suurem sõnniku ja päideroo kogus, millest jääb pärast biogaasi tootmist alles suur hulk digestaati. Selle kasutamine väetisena põhjustab lämmastiku leostumist. Madala saagikusega kaasneb omakorda palju vähem digestaati ja seega vähem lämmastiku leostumist. Ka välditud sõnniku-käitlusest tulenevad mõjud on väiksemad, kuid siiski mitte nii palju kui digestaadi mõjud.

Lämmastikust põhjustatud eutrofeerumine suureneb oluliselt saagikuse kasvades, kuid põllumajandusliku tegevuse tulemusena on eutrofeerumise potentsiaali suurenemine tavapärane. Selleks, et vähendada päideroo kasvatamise eutrofeerumise mõjusid olelusringi jooksul on vajalik tähelepanu pöörata digestaadi kasutamisele väetisena.

Seda tuleks teha võimalikult head praktikat järgides, kus leostumine põllult oleks võimalikult väike.

4.4. Eutrofeerumise mõjukategooria, fosfor

Fosforist põhjustatud eutrofeerumise tulemused on toodud joonisel 6, millest selgub, et eutrofeerumise potentsiaal on veidi kõrgem biometaani transpordikütusena kasutamisel (biometaani ja CHP stsenaarium vastvalt 9,04 ja 8,28 kg P).



Joonis 6. Eutrofeerumise (fosfor) mõjukategooria tulemused biometaani ja CHP stsenaariumi korral (ühik kg P). Positiivsed tulemused joonisel näitavad tegevuste eutrofeerumise potentsiaali suurendavat mõju ja negatiivsed tulemused vähendavat mõju. Kogumõju on arvuliselt toodud kõikide etappide peale kokku.

Eutrofeerumise mõju suurenemine tuleb eelkõige digestaadi emissioonidest põllul (6 kg P) ja päideroo kasvatamisel väetiste kasutamisest (3,6 kg P). Vähesel määral panustavad eutrofeerumisse emissioonid päideroopõllult, päideroo transport biogaasi-jaama, biogaasi puhastamine, digestaadi transport ja laotamine põllule, mille mõju jääb kõigil alla 1 kg P.

Eutrofeerumise mõju vähenemine on väike ja see tuleb eelkõige välditud põlevkivi-elektrist, mineraalväetistest, bensiinist ja sõnnikukäitlusest (vastavalt -0,9, -0,8, -0,5, ja -0,1 kg P).

Digestaadi või sõnniku emissioonides on fosfori leostumisel väike tähtsus, kuid lämmastiku leostumisel on sellel suur mõju. Selle põhjuseks võib olla fosfori piirang 25 kg ha⁻¹ (Pehme 2013) digestaadi või sõnniku laotamisel põllule. See on koguste arvutamisel limiteeriv ning võib eeldada, et seetõttu kasutatakse suurem kogus sõnnikut taimede poolt ära ning see ei leostu.

Kahe stsenaariumi võrdluses on elektri ja soojuse koostootmine veidi madalama eutrofeerumise potentsiaaliga. Erinevus tuleb biometaanis stsenaariumi puhul biogaasi puhastamisest (0,3 kg P) ja bensiini vältimisest (-0,5 kg P), samal ajal kui CHP stsenaariumi põlevkivielektri vältimise mõjud suuremad (-0,9 kg P). Need erinevused on siiski väikesed (koonderinevus 0,7 kg P) ja seega tasub stsenaariumi valikul arvestada eelisjärjekorras suurema erinevusega mõjukategooriaid (nt globaal-soojenemine).

Tundlikkuse analüüsi käigus vaadeldakse, nagu ka eelnevates mõjukategooriates, kuidas mõjutab tulemusi madal saagikus. Fosforist põhjustatud eutrofeerumine väheneb madala saagikusega mõlema stsenaariumi puhul. Kõrge ja madala saagikuse kogumõju on biometaanis puhul vastavalt 9,0 ja 2,1 kg P ja CHP puhul 8,3 ja 1,9 kg P.

Päideroo kasvatamise väetised panustavad kõige rohkem eutrofeerumise erinevusesse kõrge ja madala saagi korral (vastavalt 3,6 ja 0,4 kg P). See erinevus võib tulla sellest,

et kõrge saagikusega katsealadel kasutati fosforväetist keskmiselt 91 kg ha^{-1} , kuid madala saagikusega aladel vaid 8 kg P . Samuti on oluline vähenemine toimunud digestaadi emissioonidel põllult ($6,0$ ja $1,6 \text{ kg P}$). Selle põhjuseks on, et suure päideroo saagikuse korral kasutatakse 1 ha turbaala kohta ära palju suurem sõnniku ja päideroo kogus, millest jääb pärast biogaasi tootmist alles suur hulk digestaati. Selle kasutamine väetisena põhjustab fosfori leostumist. Madala saagikusega kaasneb omakorda palju vähem digestaati ja seega ka vähem leostumist.

Fosforist põhjustatud eutrofeerumine suureneb saagikuse kasvades, kuid oluliselt vähem kui lämmastikust põhjustatud eutrofeerumine. Lähtuvalt tulemustest on võimalik osaliselt vähendada fosforist põhjustatud eutrofeerumist, kui vähendada päideroopõllule antavate fosforväetiste kogust. Siiski, kui tahame saada mõistlikus koguses saaki, tuleb kasutada optimaalseid koguseid. Turbaala on just fosfori ja kaaliumi osas vaene (Jääkrabade...2009) ning kui eesmärgiks on päideroo kasvatamine energia saamiseks, siis on oluline väetisi lisada. Seda enam, et fosfori poolt põhjustatud eutrofeerumine ei ole tegelikult väga suur, kuid madalama saagiga on väga oluline globaalsoojenemise potentsiaali suurenemine.

5. Kokkuvõte

Mahajäetud turbatootmisalad on olulised kasvuhoonegaaside allikad ning need vajavad Eestis taastamist suurtel aladel. Üheks taastamise võimaluseks on päideroo kasvatamine, mis lisaks ala korrastamisele toodaks ka bioenergiat. Seni on uuritud eelkõige päideroo kasvatamise etappi kasvuhoonegaaside bilansi seisukohast. Mitmes töös on toonitatud vajadust kogumõjude teada saamiseks teha olelusringi hindamine ja mõnel juhul on vaadeldud ka laiemalt kogu olelusringi energiaheinana põletamise stsenaariumi puhul.

Biogaasistamise olelusringi hindamist ei ole seni mahajäetud turbatootmisalal kasvatatud päideroole tehtud. See oleks aga vajalik, kuna Eestis on tarvidus suurendada taastuvatest allikatest pärinevat transpordikütuste osakaalu ja suur osa sellest peaks tulema kava kohaselt biometaanist. Oluline on leida biometaani tootmiseks sobiv viis, mis ka tegelikult keskkonna seisukohast oleks mõistlik, ning mahajäetud turbatootmisalad on selleks lootustandev võimalus. Samuti on oluline biogaasist elektri ja soojuse tootmine, kuna praegune põlevkivist elektritootmine on Eestis suur keskkonnasaaste allikas.

Käesoleva magistritöö eesmärk oli leida mahajäetud turbakaevandusalal kasvatatud päideroost toodetud biogaasi kasutamise keskkonnamõjud olelusringi hindamise meetodil võrdlevalt kahele stsenaariumile ning analüüsida millistest etappidest ja sisenditest need pärinevad.

Kliimasoojenemise seisukohast selgus, et biogaasist elektri ja soojuse tootmine oli kliimasoojenemist vähendav, biometaani kasutamine transpordikütusena aga suurendav. Erinevused kahe stsenaariumi vahel ei olnud siiski väga suured ning tundlikkuse analüüsi põhjal võib järeldada, et parameetreid muutes võib ka biometaani stsenaarium osutada kliimasoojenemist vähendavaks või vähemalt neutraalseks. Samuti toodi töös välja, et elektritootmise puhul sõltub tulemus oluliselt valitud elektriliigi asendamisest (töös kasutati põlevkivi) ning mõne teise eeldusega võib tulemus olla erinev (näiteks biometaani tootmise kasuks).

Olelusringi etappidest suurendas globaalsoojenemise potentsiaali kõige enam päideroo kasvatamine (emissioonid põllult). Kõrge saagikuse puhul tasandusid tekkinud suured emissioonid tänu suurele päideroo kasutamise kogusele ja sellest tulenevatele välditud mõjudele. Võrdlusena analüüsitud madala saagikuse korral oli aga kliimasoojenemise potentsiaal palju suurem, kuna päideroo kogused olid nii väikesed, et selle kasutamise positiivsed mõjud ei suutnud tasakaalustada kasvatamisel tekkinud emissioone. Niisiis madala saagikuse puhul ei saa soovitada päideroo kasvatamist turbaalal, kuid eeldatavalt praktikas nii madala saagikusega päideroogu ei kasvatata ja asjakohasem tulemus on põhistsenaariumi andmete oma.

Arvestama peab ka ühiskonna vajadusi ja reaalseid võimalusi – kui on näiteks oluline võtta kasutusele biokütuseid transpordisektoris, siis võib turbaalal tootmine selleks olla sobiv alternatiiv isegi veidi väiksema saagikuse korral. Isegi kui päideroo kasvatamise mõjud on veidi kliimasoojenemist soodustavad, võib see olla parem variant kui päideroo kasvatamine mineraalmullal. Mineraalmullal päideroogu tootes peab arvestama sealse tavapärase tootmissüsteemi asendamisega ja sellest tingitud maakasutuse muutus viib kogutulemuse keskkonnamõju tugevalt negatiivseks (Pehme 2013).

Hapestumise seisukohast oli selgelt parem stsenaarium transpordikütuse kasutamine võrreldes elektri ja soojuse koostootmisega. See tulenes suuresti gaasiauto kasutamise tõttu välditud bensiini mõjudest. Samal ajal põhjustas elektri ja soojuse tootmine küllaltki suurt hapestumise mõju. Olelusringi etappidest suurendas hapestumist kõige enam digestaadi kasutamine (eelkõige selle emissioonid põllult) ning hapestumist vähendas kõige enam välditud tavapärane sõnnikukäitlus. See tulenes sellest, et päideroo kohta kasutati proportsionaalselt suur hulk sõnnikut biogaasi tootmise etapis.

Eutrofeerumise seisukohast olid mõlemad stsenaariumid küllaltki võrdsed ning stsenaariumi valiku tegemisel soovitatakse seetõttu võtta aluseks pigem globaalsoojenemise või hapestumise mõjude tulemused, kus erinevus stsenaariumite vahel oli suurem. Olelusringi etappidest suurendas lämmastikust põhjustatud eutrofeerumist oluliselt digestaadi kasutamine (eelkõige emissioonid põllult) ning vähendas välditud sõnnikukäitlus (digestaadi suurendav mõju oli siiski märkimisväärselt olulisem). Fosforist põhjustatud eutrofeerumine oli küllaltki väike võrreldes lämmastiku mõjuga.

Mõju suurendavateks etappideks olid digestaadi emissioonid põllult ja väetiste kasutamine päideroo kasvatamisel ning mõnevõrra vähendas mõju mineraalväetiste, põlevkivielektri ja bensiini vältimine.

Magistritöö kõige olulisem järeldus on, et nii transpordikütuse kui ka elektri ja soojuse tootmine biogaasist on arvestatav alternatiiv mahajäetud turbatootmisalal kasvatatud päideroo kasutamiseks. Antud stsenaariumite korral oli biometaani transpordikütusena kasutamine parem hapestumise seisukohast ning elektri ja soojuse koostootmine parem globaalsoojenemise seisukohast.

6. Summary

Cultivation of reed canary grass in abandoned peat extraction area and producing biogas – life cycle assessment.

Abandoned peat extraction sites are significant greenhouse gas producers and there are many of these in Estonia which need restoration. One option is to cultivate reed canary grass (*Phalaris arundinacea L.*) for energy purposes. So far there have been several research projects about greenhouse gas emissions of these sites. However, some of those have concluded that there is a need to make a life cycle assessment in order to find the overall impact of cultivation of reed canary grass for energy production. There are a few works which have assessed environmental impact from life cycle perspective with an assumption that reed canary grass is used in heat and power production (CHP).

There are no life cycle assessments for biogas production from reed canary grass cultivated in abandoned peat extraction areas. However, it is necessary because there is a need to increase the use of renewable resources in transport sector in Estonia and a significant part of it is planned to come from biomethane. There is a need to find a way to produce it environmentally friendly and abandoned peat extraction sites are a promising opportunity for that. Also, there is a growing need to use biogas for electricity and power production (CHP), because current production from oil shale is very damaging for the environment.

The purpose of this master thesis is to 1) compare two different scenarios of using biogas produced from reed canary grass from abandoned peatlands through life cycle assessment 2) find the most important environmental impacts through life cycle and 3) analyse from which processes or inputs these impacts come from. Consequential life cycle assessment approach and Method Edip 2003 is used. For analyzing SimaPro 7.3.2. programme is used.

The results are that using biogas for CHP is reducing overall global warming potential and using biomethane for transportation fuel is increasing global warming potential. However, the differences between two scenarios are not very large. By changing

parameters there is a possibility that the biomethane scenario can also reduce global warming potential, or at least it can be neutral towards it, based on the sensitivity analysis. Better results for CHP scenario are highly affected by the assumption that the electricity produced substitutes oil shale electricity. With a different assumption the results might be different and in favour of the biomethane scenario.

The most important process in increasing global warming potential was the cultivation of reed canary grass (emissions from the field). With a high yield these emissions were balanced by the positive impact of using reed canary grass. However, with a low yield the results showed a great increase in global warming potential, because the positive effects of using bioenergy could not counterbalance the emissions emitted. Thus, cultivation with a low yield is not recommended. Probably the scenarios in real life are in accordance with higher yield.

We must take into account the needs and means of the society, e.g. if there is an aim to use more biomethane. Even if using reed canary grass from abandoned peatland shows some increase in global warming potential, acidification and eutrophication, it probably is still a better alternative than cultivating reed canary grass in mineral soil, which likely leads to indirect land use change and thus causes much greater environmental impacts (Pehme 2013).

In regard to acidification, the results indicate that using biomethane for transportation is a better option than using biogas for CHP. This result is mostly affected by the use of biogas car which offsets gasoline impact. On the other hand, producing electricity and heat had a rather large impact to acidification potential. The largest cause of increase is from the use of digestate process (emissions from the field) and the largest reduction comes from offsetting manure management, which is due to the fact that there was a large amount of manure used for producing biogas from reed canary grass.

As to eutrophication, both scenarios were rather equal. Thus, the recommendation is to use global warming potential or acidification as a base for choosing which scenario to use. The largest increase from nitrogen eutrophication comes from using the digestate (emissions from the field) and largest decrease is from offsetting manure management, however, the impact of digestate was much larger. Eutrophication from

phosphorus was rather small compared to nitrogen. It was mostly increased by digestate emissions from the field and use of fertilizers in cultivation of reed canary grass. A small decrease came from offsetting mineral fertilizers, oil shale electricity and gasoline.

The main conclusion of the work is that both scenarios are good options for restoring abandoned peat extraction sites and producing energy. Using biogas for CHP is a better option from the perspective of global warming and using biomethane for transport is a better alternative from acidification point of view.

7. Tänuavaldused

Täna väga oma juhendajaid Sirli Pehmet ja Janika Lahti nõuannete ja abi eest. Sirli Pehmet täna ka suure abi eest andmetega töötamisel. Samuti täna selgituste ja Lavassaare katseala andmete eest Järvi Järveojat ning biogaasi puhastamise protsessi tehnoloogia andmete ja selgituste eest Jan Kruiti. Eestisse planeeritava Kõo puhastusjaama info eest täna Ahto Ojat.

8. Kasutatud kirjandus

Aljaste, A. 2012. Melioreeritud turbamaardlate kasutusvõimaluste hindamine. Pilootprojekt. SA Eestimaa Looduse Fond. Tartu.

Bessou, C., Basset-Mens, C., Tran, T., Benoist, A. 2012. LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 340-361.

Bühle, L., Hensgen, F., Donnison, I., Heinsoo, K., Wachendorf, M. 2012. Life cycle assessment of the integrated generation of solid fuel and biogas from biomass (IFBB) in comparison to different energy recovery, animal-based and non-refining management systems. *Bioresour Technol*, 111, 230-9.

Bühle, L., Stülpnagel, R., Wachendorf, M. 2011. Comparative life cycle assessment of the integrated generation of solid fuel and biogas from biomass (IFBB) and whole crop digestion (WCD) in Germany. *Biomass and Bioenergy*, 35, 363-373.

Cherubini, F., Bird, N. D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., Woess-Gallasch, S. 2009. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, 53, 434-447.

Deublein, D., Steinhauser, A. 2008. *Biogas from Waste and Renewable Resources*. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.

Dressler, D., Loewen, A., Nelles, M. 2012. Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 1104-1115.

Euroopa Liit. 2009. Direktiiv 2009/28/EÜ, millega tunnistatakse kehtetuks direktiivid 2001/77/EÜ ja 2003/30/EÜ.

Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinee, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S. 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J Environ Manage*, 91, 1-21.

Hakala, K., Nikunen, H.-M., Sinkko, T., Niemeläinen, O. 2012. Yields and greenhouse gas emissions of cultivation of red clover-grass leys as assessed by LCA when fertilised with organic or mineral fertilisers. *Biomass and Bioenergy*, 46, 111-124.

Hamelin, L., Baky, A., Cano-Bernal, J., Grönroos, J., Kuligowski, K., Pehme, S., Rankinen, K., Skura, D., Wenzel, H., Wesnæs, M., Ziolkowsky, M. 2013. Reference life cycle assessment scenarios for manure management in the Baltic Sea Regions – an assessment covering six animal production, five BSR countries and four manure types. *Baltic Manure report*.

Hamelin, L., Naroznova, I., Wenzel, H. 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114, 774-782.

Hamelin, L., Wesnaes, M., Wenzel, H., Petersen, B. M. 2011. Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. *Environ Sci Technol*, 45, 5869-77.

Hansen, M.N., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Sørensen, P. 2008. Emission factors for calculation of ammonia volatilization by storage and application of animal manure. *DJF Husdyrbrug* 84.

Hauschild, M., Potting, J. 2005. Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. *Environmental News No. 80*, Technical University of Denmark.

Heinimö, J., Alakangas, E. 2006. Solid and Liquid Biofuels Markets in Finland – a study on international biofuels trade. Lappeenranta University of Technology ja Technical Research Centre of Finland.

Heinsoo, K., Hein, K., Melts, I., Holm, B., Ivask, M. 2011. Reed canary grass yield and fuel quality in Estonian farmers' fields. *Biomass and Bioenergy*, 35, 617-625.

Huguen, P., Le Saux, G. 2010. Perspectives for a European standard on biomethane: a Biogasmax proposal. *Biogasmax - Integrated Project No 019795*.

Hyvönen, N. P., Huttunen, J. T., Shurpali, N. J., Tavi, N. M., Repo, M. E., Martikainen, P. J. 2009. Fluxes of nitrous oxide and methane on an abandoned peat extraction site: effect of reed canary grass cultivation. *Bioresour Technol*, 100, 4723-30.

IPCC. 2006a. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use., 2006. Chapter 10: Emissions from livestock and manure management.

IPCC. 2006b. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use., 2006. Chapter 11: N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application.

Jansone, B., Rancane, S., Berzins, P., Stesele, V. 2012. Reed Canary Grass (*Phalaris Arundinacea L.*) in Natural Biocenosis of Latvia, Research Experiments and Production Fields. *Konverents Renewable Energy and Energy Efficiency, 2012: Growing and processing technologies of energy crops*.

Järveoja, J., Laht, J., Maddison, M., Soosaar, K., Ostonen, I., Mander, Ü. 2012. Mitigation of greenhouse gas emissions from an abandoned Baltic peat extraction area by growing reed canary grass: life-cycle assessment. *Regional Environmental Change*, 13, 781-795.

Jääkrabade rekultiveerimise projekti 2007.–2009.a. aruanne. 2009. Jõgeva Sordiaretuse Instituut.

Jüssi, M., Poltimäe, H., Sarv, K., Orru, H. Säästva transpordi raport 2010. Säästva Arengu Komisjon, Tallinn, 2010, 73 lk.

Kandel, T. P., Elsgaard, L., Karki, S., Lærke, P. E. 2013a. Biomass Yield and Greenhouse Gas Emissions from a Drained Fen Peatland Cultivated with Reed Canary Grass under Different Harvest and Fertilizer Regimes. *BioEnergy Research*, 6, 883-895.

Kandel, T. P., Elsgaard, L., Laerke, P. E. 2013b. Measurement and modelling of CO₂ flux from a drained fen peatland cultivated with reed canary grass and spring barley. *GCB Bioenergy*, 5, 548-561.

Kandel, T. P., Sutaryo, S., Moller, H. B., Jorgensen, U., Laerke, P. E. 2013c. Chemical composition and methane yield of reed canary grass as influenced by harvesting time and harvest frequency. *Bioresour Technol*, 130, 659-66.

Kanger, J., Kevvai, T., Kevvai, L., Kärblane, H., Astover, A., Ilumäe, E., Lauringson, E., Loide, V., Penu, P., Rooma, L., Sepp, K., Talgre, L., Tamm, U. Toimetaja: Kanger, J. Väetamise ABC. Põllumajandusuuringute Keskus, Saku, 2014, 50 lk.

Kippa, R. 2011. Ülevaade Eesti bioenergiaturust 2010. aastal. Eesti Konjunkturi-instituut, Tallinn.

Kreuger, E., Nges, I. A., Björnsson, L. 2011. Ensiling of crops for biogas production: effects on methane yield and total solids determination. *Biotechnology for Biofuels*, 44.

Koch, K., Lubken, M., Gehring, T., Wichern, M., Horn, H. 2010. Biogas from grass silage - Measurements and modeling with ADM1. *Bioresour Technol*, 101, 8158-65.

Köhler, B., Diepolder, M., Ostertag, J., Thurner, S., Spiekers, H. 2013. Dry matter losses of grass, lucerne and maize silages in bunker silos. *Agricultural and Food Science*, 22, 145-150.

Lehms, R., Dirkse, E.H.M. 2010. Small scale biogas upgrading: Green gas with the DMT Carborex[®] MS system. 15th European Biosolids and Organic Resources Conference.

Maljanen, M., Sigurdsson, B. D., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, J. T., Martikainen, P. J. 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences*, 7, 2711-2738.

Mander, Ü., Järveoja, J., Maddison, M., Soosaar, K., Aavola, R., Ostonen, I., Salm, J.-O. 2012. Reed canary grass cultivation mitigates greenhouse gas emissions from abandoned peat extraction areas. *GCB Bioenergy*, 4, 462-474.

Masse, D., Gilbert, Y., Savoie, P., Belanger, G., Parent, G., Babineau, D. 2011.

Methane yield from switchgrass and reed canarygrass grown in Eastern Canada. *Bioresour Technol*, 102, 10286-92.

Melts, I., Heinsoo, K. 2015. Seasonal dynamics of bioenergy characteristics in grassland functional groups. *Grass and Forage Science*.

Monti, A., Fazio, S., Venturi, G. 2009. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. *European Journal of Agronomy*, 31, 77-84.

Nielsen, O.-K., Lyck, V.K., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkerne, S., Winther, M. 2009a. Denmark's National Inventory Report - Emission Inventories 1990-2009 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus, Denmark: National Environmental Research Institute, Aarhus University.

Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M., Hjelgaard, K. 2009b. Danish emission inventories for stationary combustion plants. Inventories until year 2007. Aarhus, Denmark: National Environmental Research Institute, Aarhus University.

Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Thomsen, M. 2010. Emissions from decentralised CHP plants 2007. Aarhus, Denmark: National Environmental Research Institute, Aarhus University.

Nielsen, P. H., Wenzel, H. 2006. Environmental assessment of Ronozyme® P5000 CT phytase as an alternative to inorganic phosphate supplementation to pig feed used in intensive pig production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12, 514-520.

Noormets, M. 2007. Rohtsete energiakultuuride uuringud. Aruanne. Maaelu Edendamise Sihtasutus ja Eesti Maaülikool. Tartu.

Noormets, M., Raave, H., Viiralt, R., Parol, A. 2007. Herbaceous Plants Utilization for Bioenergy Production. *Journal of Agricultural Science*, XVIII, 89 - 92.

Olszek, M., Król, A., Tys, J., Matyka, M., Kulik, M. 2014. Comparison of biogas production from wild and cultivated varieties of reed canary grass. *Bioresour Technol*, 156, 303.

Paal, J. 2007. Jääksoode korrastamise käsiraamat. Tartu.

Paal, J. 2011. Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine. Tartu.

Paal, J., Leibak, E. 2011. Estonian mires: inventory of habitats. Publication of the project "Estonian mires inventory completion for maintaining biodiversity". Tartu.

Pehme, S. 2013. Life Cycle Inventory & Assessment Report: Dairy Cow Slurry Biogas With Grass as an External C Source, Estonia. Knowledge report. Baltic Forum for Innovative Technologies for Sustainable Manure Management.

Pehme, S., Veromann, E. 2015. Environmental consequences of anaerobic digestion

of manure with different co-substrates to produce bioenergy: A review of life cycle assessments. *Agronomy Research*, 13(2), 372–381.

Petersen, B. M., Knudsen, M. T., Hermansen, J. E., Halberg, N. 2013. An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 52, 217-224.

Plevin, R. J., Delucchi, M. A., Creutzig, F. 2014. Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. *Journal of Industrial Ecology*, 18, 73-83.

Prochnow, A., Heiermann, M., Plochl, M., Linke, B., Idler, C., Amon, T., Hobbs, P. J. 2009. Bioenergy from permanent grassland-a review: 1. Biogas. *Bioresour Technol*, 100, 4931-44.

Põllumajandusministeerium. 2007. Biomassi ja bioenergia kasutamise edendamise arenkukava aastateks 2007–2013.

Ramst, R., Orru, M. 2009. The revegetation of abandoned peat milling fields in Estonia. *Eesti põlevloodusvarad ja -jätmed*. Estonian combustible natural resources and wastes.

Regina, K., Alakukku, L. 2010. Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil and Tillage Research*, 109, 144-152.

Salo, T., Turtola, E. 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 113, 98-107.

Scholz, M., Melin, T., Wessling, M. 2013. Transforming biogas into biomethane using membrane technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 17, 199-212.

Seadi, T.A., Ruts, D., Prassl, H., Köttner, M. Finsterwalder, T., Volk, S., Janssen, R. 2008. *Biogas Handbook*. University of Southern Denmark, Esbjerg.

Seppälä, M., Paavola, T., Lehtomaki, A., Rintala, J. 2009. Biogas production from boreal herbaceous grasses-specific methane yield and methane yield per hectare. *Bioresour Technol*, 100, 2952-8.

Shurpali, N. J., Biasi, C., Jokinen, S., Hyvönen, N., Martikainen, P. J. 2013. Linking water vapor and CO₂ exchange from a perennial bioenergy crop on a drained organic soil in eastern Finland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 168, 47-58.

Shurpali, N. J., Hyvönen, N. P., Huttunen, J. T., Biasi, C., Nykänen, H., Pekkarinen, N., Martikainen, P. J. 2008. Bare soil and reed canary grass ecosystem respiration in peat extraction sites in Eastern Finland. *Tellus B*, 60, 200-209.

Shurpali, N. J., Hyvönen, N. P., Huttunen, J. T., Clement, R. J., Reichstein, M.,

Nykänen, H., Biasi, C., Martikainen, P. J. 2009. Cultivation of a perennial grass for bioenergy on a boreal organic soil - carbon sink or source? *GCB Bioenergy*, 1, 35-50.

Shurpali, N. J., Strandman, H., Kilpeläinen, A., Huttunen, J., Hyvönen, N., Biasi, C., Kellomäki, S., Martikainen, P. J. 2010. Atmospheric impact of bioenergy based on perennial crop (reed canary grass, *Phalaris arundinaceae*, L.) cultivation on a drained boreal organic soil. *GCB Bioenergy*, 2, 130-138.

Styles, D., Gibbons, J., Williams, A. P., Stichnothe, H., Chadwick, D. R., Healey, J. R. 2014. Cattle feed or bioenergy? Consekvential life cycle assessment of biogas feedstock options on dairy farms. *GCB Bioenergy*.

Talve, S., Pöld, E. 2005. Olelusringi hindamine. Cycle Plan, Pärnu.

Tillman, A.-M., 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environ. Impact Assess. Rev.* 20, 113–123.

Tonini, D., Hamelin, L., Wenzel, H., Astrup, T. 2012. Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A konsekvential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes. *Environ.Sci.Technol.* 46, 13521-13530.

Triolo, J. M., Sommer, S. G., Moller, H. B., Weisbjerg, M. R., Jiang, X. Y. 2011. A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresour Technol*, 102, 9395-402.

Triolo, J. M., Pedersen, L., Qu, H., Sommer, S. G. 2012. Biochemical methane potential and anaerobic biodegradability of non-herbaceous and herbaceous phytomass in biogas production. *Bioresour Technol*, 125, 226–232.

Tallinna Tehnikaülikool. Soojustehnika Instituut. 2014. Eesti tingimustesse sobivate biogaasi metaaniks puhastamise tehnoloogiate rakendatavus ning keskkonna ja majanduslikud mõjud. Laiendatud kokkuvõte. Tallinn.

Vohu, V. 2015. Biometaani tootmine ja kasutamine transpordikütusena – väärtusahel ja rakendusettepanekud. Eesti Arengufond.

Värnik, R. 2011. Energiakultuuride (päideroo) kasvatamise ja kasutamise majanduslik hinnang Eestis lõpparuanne. Tartu.

Wenzel, H. 2009. Biofuels: the good, the bad, the ugly—and the unwise policy. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 11, 143-145.

Wesnæs, M., Wenzel, H. and Petersen, B. M. 2009. Life cycle assessment of slurry management technologies. Environmental project no. 1298, 2009. Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency.

Wolf, M.-A., Pant, R., Chomkham Sri, K., Sala, S., Pennington, D. The International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Joint Research Centre of European Commission, Italy, 2012, 72 lk.

Xiong, S., Kätterer, T. 2010. Carbon-allocation dynamics in reed canary grass as affected by soil type and fertilization rates in northern Sweden. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science, 60, 24-32.

Internetileheküljed:

Davies, D. 2008. Improving silage quality and reducing CO₂ emissions, <http://www.dow.com/silage/tools/experts/improving.htm>, viimati vaadatud 18.05.2015.

Eesti Statistikaamet. 2014. <http://www.stat.ee/78423/?highlight=elektritootmine,p%C3%B5levkivi>, viimati vaadatud 18.05.2015.

Keskkonnaministri määrus nr 48. 2008. Looma- ja linnukasvatusest välisõhku eralduvate saasteainete heitkoguste määramismeetodid. <https://www.riigiteataja.ee/akt/13086529>, viimati vaadatud 18.05.2015.

Maapõueseadus. Riigi Teataja. RT I 2004, 84, 572. <https://www.riigiteataja.ee/akt/824890>, viimati vaadatud 18.05.2015.

Põllumajandusministri määrus nr 71, 2014, lisa 6. https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/1160/7201/4008/PM_m71_lisa6.pdf#

Škoda kodulehekülg, Škoda Octavia tutvustus. http://www.skoda.ee/sitecollectiondocuments/hinnakirjad/november%202014/november2014_octaviacng.pdf. 18.05.2015

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Piret Väinsalu,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Päideroo kasvatamine mahajäetud turbakaevandusalal biogaasi tootmise eesmärgil – keskkonnamõjud läbi olelusringi“, mille juhendajad on Sirli Pehme ja Janika Laht,

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 19.05.2015