

Maisterin vesi- ja ympäristötekniikka koulutusohjelma

Viimeaikaiset muutokset ruokavalioissa ja niiden vaikutukset jätevedenpuhdistukseen Suomessa

Nea Rautiainen

Copyright ©2022 Nea Rautiainen

Tekijä Nea Rautiainen

Työn nimi Viimeaikaiset muutokset ruokavaliossa ja niiden vaikutukset jäteveden puhdistukseen Suomessa.

Koulutusohjelma Vesi- ja ympäristötekniikka

Vastuupettaja/valvoja Professori Anna Mikola

Työn ohjaaja(t) TkT Pirjo Rantanen, TkT Mika Jalava

Päivämäärä 16.6.2022

Sivumäärä 67

Kieli Suomi

Tiivistelmä

Tässä diplomityössä tutkittiin ruoasta peräisin olevien ravinteiden eli typen ja fosforin kuormien muutoksen vaikutusta jätevedenpuhdistamoiden toimintaan. Kirjallisuuskatsauksen lisäksi lähdemateriaalina käytettiin SYKEN raportteja jätevedenpuhdistamoilta ja FAOn tietokantaa ruoankulutuksesta. Näiden perusteella verrattiin puhdistamoiden tulevaa typpikuormaa ja ravinnon kautta syntyvää kuormaa toisiinsa. Työssä muodostettiin viisi erilaista skenaariota typpikuorman muutoksen tutkimiseksi. Skenaariot ovat nykytilanne, ADER, THL17%, mahdollinen ja maksimi, joista ensimmäinen kuvaa nykytilannetta, kaksi seuraavaa ovat ravitsemussuositusten mukaisia ja kaksi viimeisintä tulevaisuusskenaarioita.

Mallinnusosuudessa skenaarioita ja muuttuvaa typpikuormaa simuloitiin Dynamitan Sumo-prosessimallinnusohjelmistolla, jonka avulla voitiin myös arvioida puhdistusprosessin energian- ja kemikaalien kulutusta. Työssä arvioitiin myös puhdistukseen tarvittavan metanolin tarvetta, jos puhdistamon typpikuorma halutaan pitää nykyisellä tasolla.

Tutkimuksessa selvisi, että ruoan kulutus ja jätevedenpuhdistamoille tuleva typpikuorma ovat yhteydessä toisiinsa. Suositusten mukaisia ruokavalioita noudattamalla jätevedenpuhdistamolle tuleva typpikuorma voisi laskea 16–24 % ja tulevaisuusskenaarioissa nousta 6–42 %. Lisäksi typpioksiduulipäästöt jätevedenpuhdistamoilta ovat suoraan verrannolliset tulevaan typpikuormaan työn puitteissa. Metanolin kulutus voisi nousta jopa 580 % typpikuorman noustessa 42 %. Ilmastusenergian kulutus voisi laskea 7–13 % suositustenmukaisissa ruokavalioskenaarioissa ja nousta 3–20 % tulevaisuusskenaarioissa. Tällä nostaisi myös energiankulutuksen kasvihuonepäästöjä.

Avainsanat Jätevedenpuhdistus, ruokavalio, typpi, fosfori, ympäristövaikutus, kulutustottumukset

Author	Nea Rautiainen		
Title of thesis	Recent changes in diet and its impact on wastewater treatment		
Programme	Water and Environmental Engineering		
Thesis supervisor	Prof. Anna Mikola		
Thesis advisor(s)	D.Sc. (tech.) Pirjo Rantanen and D.Sc. (tech.) Mika Jalava		
Date	Number of pages	Language	
16.06.2022	67	Finnish	

Abstract

This master's thesis studied how nitrogen and phosphorus originated from food affects wastewater treatment plants. In addition to literature overview this study uses materials from Finnish Environment Institute (SYKE) and statistics from Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Based on these two sources personal nitrogen loads were compared. In this study five diet scenarios were formed to evaluate changes in nitrogen load. Scenarios are current situation, ADER, THL17%, Possible and Maximum. The first one describes current situation and following two are formed based on diet recommendations and the last two are possible scenarios for the future.

In modelling part, changing nitrogen loads were simulated with Dynamita's Sumo process simulation software. This software also made it possible to analyse energy and chemical consumption at the wastewater treatment plant. Environmental impact of methanol consumption was evaluated if nitrogen load to treatment plant increases and load to the receiving waterbody is kept at the current level. Also, nitrous oxide, aeration energy consumption and their carbon equivalent were calculated.

As results, this study claims that food consumption and nutrient load coming to WWTP are strongly connected to each other. Following diet recommendations could decrease incoming nitrogen load to wastewater treatment plant by 16-24% and future scenarios increase it 6-42%. In addition, nitrous oxide is proportional to incoming nitrogen load. Methanol consumption could rise even 580% when nitrogen load increases 42%. Aeration energy consumption decreases 7-13% in diet recommendation scenarios and increased 3-20% in future scenarios. This could also increase GHG-emissions from energy consumption.

Keywords Wastewater treatment, diet, nitrogen, phosphorus, environmental impact

Sisällys

Esipuhe	7
Symbolit ja lyhenteet	8
1 Johdanto	10
2 Kirjallisuuskatsaus	13
2.1 Ruoankulutuksen ympäristövaikutukset sekä vaikutus jätevesiin .13	
2.1.1 Typpi- ja fosforijalanjäljet	13
2.2 Ruokavalion vaikutus jätevesiin	17
2.2.1 Typen ja ruoan yhteys	17
2.2.2 Fosforin ja ruoan yhteys.....	18
2.3 Ruoankulutus ja ruokavalion muutos Suomessa	20
2.3.1 Ruoankulutukseen vaikuttavat asiat.....	21
2.3.2 Eläinproteiinin kuluttamiseen vaikuttavia tekijöitä.....	22
2.4 Ruokavalion ympäristövaikutukset	24
2.4.1 Ruokavalion päästöjen vähentämiskeinot	25
2.5 Jätevedenpuhdistusprosessit ja mallinnus.....	25
2.5.1 Typen ja fosforin puhdistusprosessit	25
2.5.2 Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamo	28
2.5.3 Hermanninsaaren puhdistamon dynaaminen prosessimalli ..	30
2.6 Jätevedenpuhdistuksen ympäristövaikutukset	31
3 Aineisto ja menetelmät.....	33
3.1 Typpikuorman historiadatan vertailu.....	33
Ruokavalioloskenaariot	34
3.1.1 Energian- ja proteiinintarve.....	34
3.1.2 Ruokavalioloskenaarioiden muodostaminen	36
3.3 Skenaarioiden mallinnus	40
3.3.1 Mallinnusolosuhteet.....	40
3.3.2 Ympäristövaikutusten laskenta.....	43
4 Tulokset ja niiden tarkastelu.....	45
4.1 Puhdistamoiden ja FAOn tilastojen perusteella tehty kalibrointi .	45
4.2 Mallinnustulokset	47
4.2.1 Typpikuormanmuutos.....	47
4.2.2 Typpikuorman vaikutus ilmastusilman määriin	50

4.2.3	Mallinnusolosuhteet muiden jäteveden parametrien osalta	51
4.2.4	Energiankulutus	53
4.2.5	Ympäristövaikutukset	53
4.2.6	Lieteiän vaikutus typenpoistoon	56
4.2.7	Lämpötilan vaikutus typenpoistoon	56
4.2.8	Virhelähteet	57
5	Johtopäätökset	59
	Lähteet	61

Esipuhe

Mietimme työn aihetta yhdessä valvojani Anna Mikolan kanssa vuoden 2021 alussa. Tavoitteenani oli jollain tavalla yhdistää opiskelemani alan ja ruokavalioiden ympäristövaikutukset diplomityössäni. Näin päädyimme aiheeseen, joka yhdistää kaksi erilaista alaa, ja jota on ollut erityisen mielenkiintoista tutkia.

Suur-kiitokset Anna Mikolalle työn aiheen valmistelusta ja tuesta työn aikana. Erityiskiitokset ohjaajilleni Pirjo Rantaselle ja Mika Jalavalle erinomaisesta ohjaamisesta ja neuvoista työn kanssa. Teidän kanssanne on ollut ilo työskennellä, ja olette tarjonneet myös paljon positiivista energiaa, kun työn kanssa on ollut hankalaa. Kiitokset myös läheisille ystäväilleni tsemppauksesta ja henkisestä tuesta diplomityön kanssa.

Kiitän myös työni rahoituksesta ja yhteistyöstä seuraavia tahoja: Helsingin seudun ympäristöpalvelut, Hämeenlinnan vesi, Lahti Aqua, Porvoon vesi, Vaasan vesi, Vesilaitosyhdistys sekä Maa- ja vesitekniikan tuki ry.

Helsingissä 16.6.2022

Nea Rautiainen

Symbolit ja lyhenteet

ADER	keskimääräinen päivittäinen energiantarve (Average Daily Energy Requirement)
AS	aktiiviliete (Activated sludge)
AVL	asukasvastineluku
BKT	bruttokansantuote
BMI	painoindeksi (Body mass index)
BOD	biologinen hapenkulutus (Biological oxygen demand)
CF	hiilijalanjälki (Carbon Footprint)
COD	kemiallinen hapenkulutus (Chemical oxygen demand)
FAO	YK:n elintarvike- ja maatalousjärjestö (Food and Agriculture Organization of the United Nations)
FBS	Food Balance Sheet
HSY	Helsingin seudun ympäristöpalvelut
IPCC	hallitustenvälinen ilmastonmuutospaneeli (Intergovernmental Panel on Climate Change)
LCA	elinkaarianalyysi (Life Cycle Analysis)
N/TN	typpi/kokonaistyyppi
NF	typpijalanjälki (Nitrogen Footprint)
N _r	reaktiivinen typpi
P	fosfori
PAV	päivittäinen aineenvaihdunta
SYKE	Suomen ympäristökeskus
VVY	Vesilaitosyhdistys

Kuva 1. Ruoka-aineiden osuus kokonaistyyppijalanjäljestä. (Martinez ym. 2019).....	15
Kuva 2. Kokonaistyyppijalanjäljen vertailu Euroopan kaupungeissa tuotannon (sininen) ja kulutuksen (punainen) välillä (Martinez ym. 2019).	16
Kuva 3. Naisten ja miesten alueelliset proteiininkulutukselliset erot. (E% tarkoittaa proteiinista saadun energian osuutta kokonaisenergiantarpeesta) (Helldan ym. 2013) ...	23
Kuva 4. Naisten ja miesten ikäryhmien väliset proteiininkulutukselliset erot. (E% tarkoittaa proteiinista saadun energian osuutta kokonaisenergiantarpeesta) (Helldan ym. 2013) ...	23
Kuva 5. Yhteys lämpötilan ja vaaditun lieteiän välillä nitrifikaation saavuttamisesti aktiivilietelaitoksilla. (Operointiolosuhteiden happikonsentraation 2 g/m ³) Korkeammalle liukoisen hapen arvolla käyrä olisi alempana. (Muokattu lähteestä Henze ym. 2002)	27
Kuva 6. Hermanninsaaren puhdistusprosessi. (Sihvonen 2018).....	29
Kuva 7. Sihvosen työssä käytetty dynaaminen prosessimalli (Sihvonen 2018).	31
Kuva 8. Porvoon puhdistamon virtaama keväälle ja syksylle.	41
Kuva 9. Ylijäämälietteen poisto Hermanninsaarella.	41
Kuva 10. Hermanninsaaren dynaaminen prosessimalli.	42
Kuva 11. Typpikuorman vertailu Syken ja FAO:n tilastojen välillä	45
Kuva 12. Korrelaatio Syken ja FAO:n tilastojen välillä 1995–2013.....	46
Kuva 14. Ilmastusenergian kulutus keväällä ja syksyllä.	53

1 Johdanto

Henkilökohtainen ruoankulutus yhdistetään harvoin jätevedeen tai sen puhdistukseen. Kunnallisen jätevedenpuhdistamoiden jätevedeen päätyvät ravinteet ovat kuitenkin suureksi osaksi ihmisen toiminnasta ja ravinnosta peräisin. Jätevedenpuhdistuslaitoksilla on tärkeä rooli yhteiskunnassa ravintekuormituksen vähentämisessä vesistöihin (VVY 2014). Vaikka puhdistamoiden puhdistustehot ovat kasvaneet ja tekniikat kehittyneet, myös ravintekuormat vesistöihin ovat kasvaneet (Säylä 2015). Ympäristöä kuormittavimpia ravinteita ovat typpi ja fosfori, jotka aiheuttavat rehevöitymistä ja heikentävät veden laatua, kun puhdistettu jätevesi puretaan takaisin ympäristöön. Vesikasvit ja levät pystyvät käyttämään epäorgaanisia typen ja fosforin yhdisteitä ravintonaan, joiden avulla ne lisääntyvät ja haittaavat vesieliöiden elämää heikentämällä näkyvyyttä ja valon määrää vesistöissä (Itämeri.fi 2020; Trygar 2009).

Jäteveden typpi- ja fosforikuormaan vaikuttaa se, mitä syömme. Jätevesiin päätyvä typpi on enimmäkseen peräisin ruoan proteiinista, ja fosforia löytyy lähes kaikista ruoka-aineista vaihtelevin määrin. Proteiinin kulutuksesta on uutisoitu vuosina 2020 ja 2021 Helsingin sanomissa (H. S. HS 2020; P. P. HS 2021) ja esimerkiksi Helsingin seudun ympäristöpalvelut (HSY) kampanjoivat proteiinin syönnin ja typpipäästöjen yhteydestä vuonna 2019 (HSY 2019). Kasvisruokavalion suosion kasvu ja eläinproteiinin vertailu korostuvat myös aihetta koskevissa tutkimuksissa (Gao ym. 2018; Ma ym. 2010). Gaon ym. (2018) mukaan ruoankulutus on kasvussa, mikä näkyy myös YK:n elintarvike- ja maatalousjärjestön (Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO) tilastoissa. Kun nykyistä kulutusta verrataan esimerkiksi FAOn ja Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen päivittäisiin energiantarvesuosituksiin, nykyinen kulutus ylittää ne selkeästi. Ruoankulutuksen kasvuun vaikuttavat muun muassa väestönkasvu sekä elintason ja bruttokansantuotteen (BKT) nousu (Gao ym. 2018; Ma ym. 2010; Martinez ym. 2019; Metson, Cordell, ja Ridoutt 2016).

Tässä diplomityössä keskityttiin typen ja fosforin vaikutuksiin jätevedenpuhdistamolla sekä mallinnusosuudessa erityisesti muuttuvan typpikuorman aiheuttamiin vaikutuksiin puhdistamoilla. Näitä vaikutuksia ovat esimerkiksi päästöjen, kemikaalien kulutuksen ja energiankulutuksen kasvu. Tavoitteena oli selvittää, miten ruoankulutus vaikuttaa jätevedenpuhdistamoiden toimintaan sekä ympäristöön. Ravinnon merkitys jäteveden ravinteiden määrään voi olla merkittävä, sillä jätevedenpuhdistamolle päätyy pääasiassa käytetyn talousveden mukana ihmisten virtsaa ja ulosteita. Työssä keskityttiin proteiininkulutukseen sekä ruoasta saadun energian määrän vaihtelun vaikutukseen erilaisten ruokavalioskenaarioiden avulla. Työ rajattiin ravinnosta jätevedenkäsittelylaitoksille päätyviin ravinteisiin typpeen ja fosforiin.

Kirjallisuuskatsauksessa käytiin läpi myös ravinteiden muita lähteitä ja kokonaiskuva. Työn hypoteesina odotettiin proteiinin kulutuksen vähentämisen pienentävän myös jätevedenpuhdistuksen päästöjä kuten typpikuormaa vesistöihin.

Tutkimuksessa käytettiin kirjallisuuskatsauksen lisäksi materiaaleina FAOSTAT (FAO 2001) tilastoja ruoan proteiinin ja energiankulutuksen arviointiin sekä Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) raportteja (Säylä 2015), joiden perusteella saadaan puhdistamoille tuleva typpikuorma. Näitä tietoja verrattiin ja käytettiin pohjana työssä muodostettaville ruokavaliokenaarioille. FAOn nykyisen ruoankulutuksen perusteella muodostettiin viisi erilaista ruokavaliokenaariota, ja niiden typpikuorman vaikutus mallinnettiin Dynamitan Sumo-prosessimallinnusohjelmistoa käyttäen.

Työssä selvitettiin ruoankulutuksen ja ravinnekuorman yhteyttä eli ruokavaliion vaikutusta jätevedenpuhdistukseen. Näitä asioita selvitettiin seuraavien tutkimuskysymyksien avulla:

- Mistä ruokavaliion muutos johtuu?
- Miten ruokavaliio vaikuttaa jäteveden typpi- ja fosforipäästöihin?
- Onko ruoankulutuksella ja jätevedenpuhdistamoiden ravinnekuormilla yhteyttä?
- Onko eri ruokavaliioilla eroa jätevedenkäsittelyn, päästöjen määrän tai ympäristövaikutusten suhteen?

Työssä keskityttiin vain ruoankulutuksen aiheuttamiin vaikutuksiin jätevedenpuhdistuslaitoksilla. Kokonaiskuva otettiin huomioon kirjallisuuskatsauksessa, mutta sitä ei tarkastella mallinnusosiossa tai skenaarioissa. Työn metodeista rajataan pois myös typpi- ja fosforijalanjäljet, sillä ne kuvaavat koko tuotantoketjua ja tässä työssä keskityttiin kuluttamisen aiheuttamiin vaikutuksiin. FAOn sivuilta on saatavissa tarkat tiedot proteiinin kulutuksesta sekä proteiinin typpipitoisuus. Näiden perusteella saatiin riittävän tarkat lähtöarvot työtä varten.

Jätevedenpuhdistusmenetelmiin ja niiden kehittämiseen ei tässä työssä syvennytty vaan käytettiin sitä prosessia, joka oli kyseisen laitoksen mallissa käytettävissä. Uudet ja vaihtoehdot teknikat jätettiin työn ulkopuolelle.

Fosforin pitoisuus ruoka-aineissa vaatisi erilaisen laskentamenetelmän, sillä fosfori toimii eri tavalla kuin typen, joka on suurimmaksi osaksi sidoksissa ruoan proteiinisisältöön. Fosforia löytyy kaikista ruoka-aineista (Metson, Cordell, ja Ridoutt 2016) minkä selvittämiseksi olisi tiedettävä tarkemmin mistä eri ruoka-aineista ruokavaliio koostuu. Tämä monimutkaistaisi eri skenaarioiden luomista, joten se jätettiin pois työstä.

Skenaarioiden ja puhdistamon typpipitoisuuksia tarkasteltaessa oletettiin, ettei typpeä kerääny ihmiseen Martinezin ym. (2019) tavoin. Huomiona myös että Metsonin ym. (2016) artikkelissa on esitetty syödyn fosforin ja ulosteen mukana tulevan fosforin määrät, jotka ovat lähes samat. Työssä ei siis puututtu ruokavalion vaikutukseen ihmiskehoon, vaan näkökulma oli jätevedenpuhdistuksessa ja ruokavalion vaikutuksessa sen toimintaan.

2 Kirjallisuuskatsaus

2.1 Ruoankulutuksen ympäristövaikutukset sekä vaikutus jätevesiin

Ruokavalion vaikutusta jätevedenpuhdistukseen on tutkittu vähän. Aiheesta löytyy muutamia artikkeleita esimerkiksi proteiinin kulutuksesta (Eriksson Hägg ym. 2010), typestä (Martinez ym. 2019) ja fosforista (Metson, Cordell, ja Ridoutt 2016). Suurin osa ruokavaliota tai jätevettä käsittelevistä artikkeleista eivät yhdistä näitä aiheita. Ruokavalion muutoksesta on tutkimusta ja tilastoja, joiden perusteella voidaan arvioida kulutuksen olevan kasvusuunnassa (FAO 2001). Typen ja fosforin osalta on myös paljon tutkimuksia niiden virroista (nitrogen flow, phosphorus flow) globaalisti tai alueellisesti (Morée ym. 2013; Liu ym. 2017; Metson ym. 2015). Näissä tutkimuksissa suoraan ruoankulutuksen tai proteiininkulutuksen vaikutusta jäteveteen tai sen puhdistukseen ei ole erikseen huomioitu.

Ruokavalion vaikutus jätevesiin on siis epäsuorasti ollut esillä jäteveden puhdistusta tai ravinteita käsittelevissä artikkeleissa. Lisäksi monessa ruoankulutukseen liittyvässä tutkimuksessa on myös nostettu esiin eläin- ja kasvipöytäruokien vertailu. Näiden ruokavalioiden yhteydessä myös niiden ympäristövaikutuksia on tutkittu (Leach ym. 2012; Metson, Bennett, ja Elser 2012). Ympäristövaikutuksiin luetaan esimerkiksi kasvihuonekaasut, maankäyttö, vesien pilaantuminen (Behrens ym. 2017).

2.1.1 Typpi- ja fosforijalanjäljet

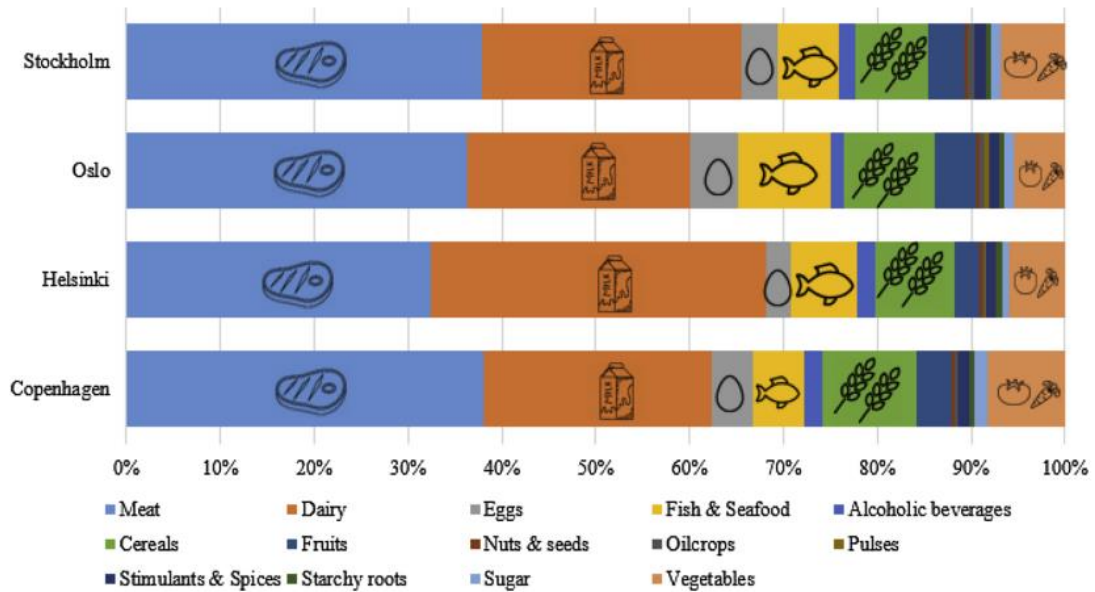
Kokonaisympäristövaikutuksia arvioidaan usein erilaisten jalanjälkien avulla. Jalanjäljistä on tullut vakioitunut mittausjärjestelmä kestävyuden arvioinnissa. Niiden avulla pystytään paremmin hahmottamaan esimerkiksi eri tuotteiden tai palveluiden resurssien kulutus ja vertaamaan niitä keskenään. Tämä helpottaa esimerkiksi päättäjiä tekemään kestävämpiä valintoja saavuttamaan kestävä kehityksen tavoitteita. (Klemes 2015.) Jalanjälki voidaan laskea esimerkiksi yksittäiselle henkilölle, yritykselle tai koko maalle (Leach ym. 2012).

Ruoankulutuksen yhteydessä mainitaan usein hiili- ja vesijalanjäljet, mutta Martinezin ym. (2019) mukaan uusimmat tulokset typpi- ja fosforijalanjäljet ovat jääneet taka-alalle. Yleisesti päästöjä kuvaavissa jalanjäljissä otetaan huomioon koko tuotantoketjun aikana syntyneet päästöt (Martinez ym. 2019). Typpijalanjäljessä mitataan reaktiivisen typen (N_r) määrän vapautumista ympäristöön. Typpijalanjälki kuvastaa ihmisten aiheuttamaa häiriötä alueelliseen tai globaaliin typen kiertokulkuun ja sen seurauksia. (Čuček,

Klemeš, ja Kravanja 2012.) Leachin ym. (2012) kehittämässä typpilaskurissa henkilökohtainen typpijalanjälki lasketaan kertomalla ruoan massa sen proteiinisällöllä. Ruoantuotannon typpijalanjälki poikkeaa tästä ja lasketaan kertomalla ruoankulutuksen typpijalanjälki virtuaalisella typpijalanjäljellä. Virtuaalinen typpijalanjälki kuvastaa sitä, kuinka paljon reaktiivista typpeä vapautuu ympäristöön tiettyä määrää kulutettua ruokaa kohden. Kokonaistyppijalanjälki on tuotannon ja kulutuksen summa. Metson ym. (2012) määrittelevät fosforijalanjäljen kuvaamaan louhitun fosforin määrää, jota tarvitaan tuottamaan yhdelle henkilölle ruokaa vuodessa.

Euroopassa henkilökohtainen typpijalanjälki vaihtelee noin 20 – 27 kg N/a (Shibata ym. 2017). Jalanjäljen laskutavat eroavat riippuen lähteestä ja tarkoituksesta, joten luvut ovat suuntaa antavia. Myös Shibata ym. (2017) ovat tutkineet eri maiden henkilökohtaisia kokonaistyppijalanjälkiä, jotka ottavat huomioon ruoan lisäksi asumisen, kuljetuksen, käyttötavarat ja palvelut. Tästä keskimäärin 80 % on ruoasta peräisin, mistä voi päätellä, että ruokavaliolla olisi suuri merkitys kokonaistyppijalanjälkeen.

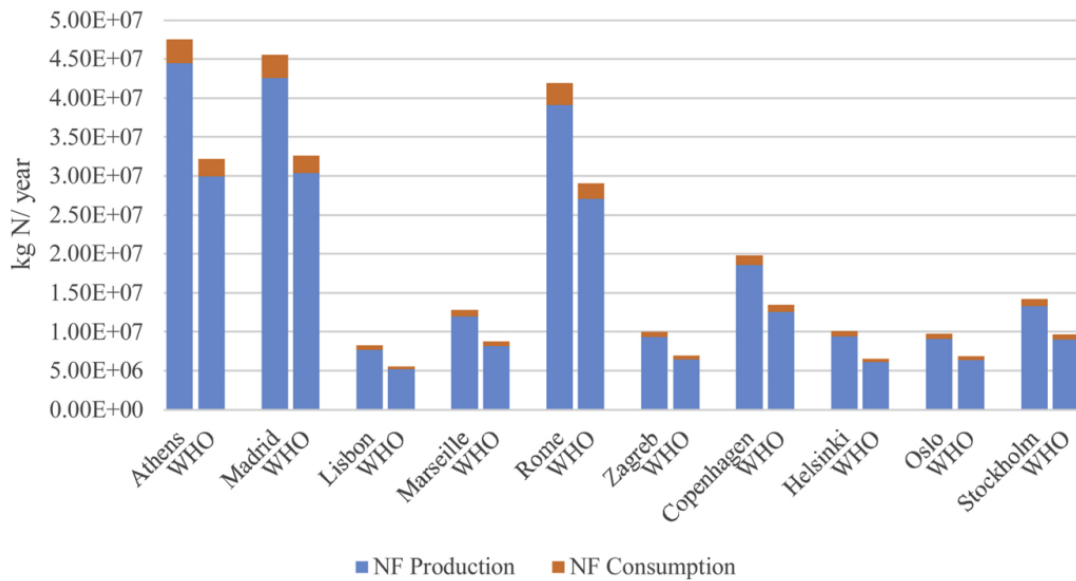
Martinez ym. (2019) ovat arvioineet ruoankulutuksen ja typpipäästöjen suhdetta pohjoismaisissa kaupungeissa. Heidän mukaansa Helsingissä yksilön kokonaistyppijalanjälki oli suurin tutkituista kaupungeista. Typpijalanjäljen suuruus oli lähes 16 kg N/hlö/v, keskiarvon ollessa 14,9 kg N/hlö/v. Keskimäärin lihan osuus typpijalanjäljestä on noin 38 %, maidon 24 % ja viljojen 10 %. Helsingissä typpijalanjäljestä suurin osuus tuli maitotuotteiden kulutuksesta, vaikka lihankulutus on pohjoismaisista kaupungeista vähäisintä (Kuva 1). Martinezin ym. mukaan typpijalanjälkeä voisi pienentää 31 % noudattamalla WHO:n suositusten mukaista ruokavaliota. Tällainen vähennys olisi mahdollista alkoholijuomia, sokeria ja lihankulutusta vähentämällä. (Martinez ym. 2019.)



Kuva 1. Ruoka-aineiden osuus kokonaistyyppijalanjäljestä. (Martinez ym. 2019).

Hayashin ym. (2018) mukaan esimerkiksi Japanissa proteiinin ylikulutuksen vähentäminen puolella vähentäisi tyyppijalanjälkeä 19%. Japanilaisen keskimääräinen tyyppijalanjälki on 18,3 kg N/v. Artikkelin mukaan typen ja proteiinin ylikulutus ovat yhteydessä toisiinsa. Ruokahävikin vähentäminen puolella vähentäisi tyyppijalanjälkeä ainoastaan 2%. Hayashi ym. (2018) esittivät skenaarion, jossa puolitettiin proteiinin ylikulutus, lihankulutus ja ruokahävikki (food loss), jolloin tyyppijalanjälki väheni 31%.

Ruoan vaikutuksista suurin osa johtuu yleensä epäsuorista vaikutuksista eli tuotannosta. Kulutuksen vaikutukset ovat selkeästi pienemmät (Kuva 2) (Martinez ym. 2019).



Kuva 2. Kokonaistyyppijalanjäljen vertailu Euroopan kaupungeissa tuotannon (sininen) ja kulutuksen (punainen) välillä (Martinez ym. 2019).

Globaali keskimääräinen kokonaisfosforijalanjälki on kasvanut 1,9:stä 2,6:een kg P/v välillä 1961–2007, eli 38 %. Suomessa fosforijalanjälki on samassa ajassa kasvanut 3,86–5,34 kg P/hlö/v, mikä on globaalia keskiarvoa selkeästi suurempi. Määrä vaihtelee maiden välillä, esimerkiksi Kiinassa fosforijalanjälki on kasvanut 400 % (0,58–3,00 kg P/hlö/v). Yleisesti kehittyneiden maiden fosforijalanjälki on korkeampi kuin kehittyvien maiden. (Metson, Bennett, ja Elser 2012.)

Metsonin ym. (2012) mukaan lihalla on selkeästi suurin fosforijalanjälki verrattuna kasviperäisiin ruoka-aineisiin. He ovat arvioineet, että lihankulutuksen osuus globaalista kokonaisfosforijalanjäljestä olisi 72 %. Tästä suurin osa kuluu lihantuotantoon ja lannoitteisiin. Fosforihäviötä tapahtuu ruokaketjun jokaisessa vaiheessa, peltojen eroosiossa, viljahävikissä ja ihmisten ja eläinten ulosteiden mukana. Lihan kulutuksen vähentämisellä olisi myös fosforijalanjälkeä pienentäviä seurauksia. (Metson, Cordell, ja Ridoutt 2016.)

Čuček ym. (2012) mukaan typpi- ja fosforijalanjäljen pienentämisen keinoja olisivat kestävämpi ruokavalio ja vähäisempi lihan syönti sekä energiankulutuksen ja ruokahävikin/jätteen (food lost/waste) vähentäminen. Muita keinoja ovat ruoantuotantoon liittyvä viljelyn ja karjan kasvatuksen tehokkuuden lisääminen. Myös jätevedenpuhdistuksen puhdistustehon kasvattaminen ja ravinteiden kierrätys olisivat tapoja pienentää typpi- ja fosforijalanjälkeä. (Klemes 2015.)

Typpeä ja fosforia koskevissa tutkimuksissa maatalous ja ruoantuotanto ovat yleisesti esille nousevia aiheita. Näihin liittyy vahvasti esimerkiksi lannoitteiden käyttö, joiden hinnat vuonna 2022 2,6-kertaisia vuoden 2010 verrattuna (SVT 2022). Tämä vaikuttaa ruoan hintaan ja sillä voi olla haitallisia ja tuotantoa hidastavia vaikutuksia koko ruoantuotannon kannalta.

2.2 Ruokavalion vaikutus jätevesiin

2.2.1 Typen ja ruoan yhteys

Ruoka-aineista erityisesti proteiinin lähteinä ovat liha- ja maitotuotteet, kala, sekä kananmunat. Pääasiallisia kasviperäisiä proteiininlähteitä ovat palkokasvit, siemenet ja pähkinät, sekä erilaiset soijavalmisteet. (THL 2019.) Ruokavalion proteiinisäällöstä puhuttaessa keskustelu keskittyy yleensä lihankulutukseen. Kulutetusta proteiinista suuri osa tulee eläinperäisistä tuotteista ja lihankulutus on tutkitusti yhteydessä ruokavalion typpisisältöön (Hayashi ym. 2018; Leach ym. 2012; Martinez ym. 2019). Typpeä on myös muualla kuin proteiineissa, mutta ravinnossa olevien typen lähteiden merkitys on vähäisempiä (Mariotti, Tomé, ja Mirand 2008).

Typen määrä ruokavaliossa riippuu kulutetun proteiinin määrästä. Proteiinit koostuvat aminohapoista ja typen määrään vaikuttaa eri aminohappojen osuuksien ja koostumuksen vaihtelu ja molekyylipaino. Ihmiselle tärkeitä aminohappoja on noin 20, joista 9 välttämättömiä ovat leusiini, isoleusiini, valiini, lysiini, teoriini, tryptofaani, metioniini, fenyylialaniini ja histidiini (WHO, FAO, ja UNU 2007)

Proteiinin keskimääräinen typpipitoisuus on 16% (FAO 2003; Hall ja Schönfeldt 2013; Mariotti, Tomé, ja Mirand 2008). FAOn mukaan proteiinin typpipitoisuus vaihtelee 13–19 %. Proteiinin typpipitoisuuden arviointiin käytetään typpikerrointa, joka on proteiinipitoisuuden käänteisluku. Kun proteiinin keskimääräinen typpipitoisuus on 16 %, niin typpikertoimeksi saadaan tällöin 6,25. Mitä pienempi typpikerroin on, sitä suurempi on proteiinin typpipitoisuus. Typpikerroin voi vaihdella välillä 5,26–7,69.

Luku 6,25 tunnetaan myös Jones factor (Jonesin kerroin) -nimellä ja se on ollut käytössä jo melkein 90 vuotta. Jonesin kerroin on myös globaalisti käytössä esimerkiksi FAOn omissa tietokannoissa ja tutkimuksissa. Helldanin ym. (2013) tekemässä Finravinto-tutkimuksessa on myös käytetty proteiinin määrän laskemisessa arvoa 6,25. Myös ruoan luonnollinen geneettinen vaihtelu, prosessointi ja tuotanto voivat vaikuttaa typpikertoimeen.

Kun käytetään typpikerrointa 6,25, kaikki proteiini on typen kannalta saman arvoista. Tällöin ei siis ole väliä, onko proteiini esimerkiksi eläin- vai

kasviperäistä. Todellisuudessa proteiinin typpipitoisuus vaihtelee eri ruoka-aineiden välillä (Taulukko 1). Mariottin ym. (2008) mukaan 6,25 on tarpeeksi tarkka arvio, kun halutaan tietää keskimääräinen proteiinin typpipitoisuus.

Taulukko 1. Typpikertoimia eri ruoka-aineille (FAO 2003).

Ruoka	kerroin
eläinperäinen	
kananmunat	6.25
liha	6.25
maito	6.38
kasviperäinen	
ohra	5.83
maissi	6.25
hirssi	5.83
kaura	5.83
riisi	5.95
ruis	5.83
durra	6.25
vehnä (koko jyvä)	5.83
- lese	6.31
- siemenvalkuainen/ydin	5.70
pavut:	5.30
- jack, voi-, tarha-, mung-	6.25
- soijapavut	5.71
- samettipapu	6.25
pähkinät	5.46

Mariottin ym. (2008) artikkelin perusteella proteiinin typpipitoisuuden määrittämiseksi on tehty niukasti tutkimuksia. Typen määrän määrittäminen voidaan tehdä esimerkiksi eristämällä proteiini ruoka-aineesta. Tällöin tulokseen vaikuttaa paljon se, kuinka puhtaasti eristäminen on saatu tehtyä. Toinen keino on esimerkiksi määrittää tiedettyjen aminohappojen perusteella typpipitoisuus. Tätä menetelmää on sovellettu vain maitoproteiineille, eikä tutkimus kata kaikkia ruoka-aineita.

2.2.2 Fosforin ja ruoan yhteys

Fosfori on rajallinen luonnonvara ja välttämätön biologisille organismeille ja typen tavoin sillä on suuri rooli ruoantuotannossa. Se ei kuitenkaan ole sidonnainen suoraan tiettyyn ruoka-aineeseen, vaan sitä löytyy kaikista ruoka-aineista. Vesistöissä fosfori on yleensä ortofosfaattina, polyfosfaattina ja orgaanisessa muodossa. (Tchobanoglous ym. 2004.) Metsonin ym. (2012) mukaan fosforin päätymiseen vesistöihin vaikuttavat väestönkasvu ja siitä johdettava ruoantuotannon tarve ja fosfori-intensiiviset ruoat, kuten liha, sekä

muutokset maanviljelyssä, joita ovat esimerkiksi peltojen alan kasvu sekä lannoittamisen kasvava tarve. Lisäksi Van Drehtin ym. (2009) mukaan myös fosforipäästöihin vaikuttavat fosforipitoiset pyykinpesu- ja tiskiaineet.

Metsonin ym. (2016) mukaan ruokavaliolla voi olla avainasema fosforikuorman pienentämisessä ja siinä kuinka paljon louhittua fosfaattia tarvitaan ruoantuotantoa varten. Sillä pystyttäisiin vaikuttamaan kahdella tavalla fosforijalanjälkeen, esimerkiksi lannoittamisen määrää pienentämällä ja yhdyskuntajätettä kierrättämällä. Esimerkiksi australialaisessa tutkimuksessa (Metson, Cordell, ja Ridoutt 2016) kasviperäisen ja eläinperäisen ruokavalioiden ero on merkittävä. Keskimääräisessä australialaisessa kaupungissa kasvupainotteinen ruokavalio kasvattaisi fosforin määrää 8 % ulosteessa. Samalla kuitenkin fosforijalanjälki ja louhitun fosforin määrä laskisi jopa 72 %. Louhitusta fosforista vain 20 % kulutetaan ruoan mukana.

Metson ym. (2016) mukaan lihaa kulutetaan paljon eikä sen tuottaminen ole kestävä, sillä tuotantoa varten tarvitaan paljon peltoalaa, energiaa ja vettä. Fosfaattilannoitteiden kulutus on kasvanut vuosien 1961–2007 välillä 28 %. Maatalous käyttää lannoitteita jatkuvasti enemmän, kun ruoantarve kasvaa väestön ja tulotason kasvaessa. Fosforia saadaan ensisijaisesti louhimalla fosfaattikiveä, joka on niukkeneva resurssi. Ruoantuotannon turvaaminen jatkossa on haaste myös fosforin osalta ja se on vaarantumassa lannoitteiden riittävyyden takia.

Fosforin päätyminen viljelyalueilta vesistöihin voi aiheuttaa veden laadun heikkenemistä ja rehevöitymistä. Metsonin mukaan esimerkiksi USA:ssa kasviperäiseen ruokavalioon siirtymisellä voidaan vähentää fosforilannoitteiden kulutusta 44 %. Australialaisessa tutkimuksessa vähemmän lihaa sisältävä ruokavalio voisi vähentää fosforin kulutusta 20–25 % ja virtaaviin vesistöön päätyvää fosforia noin 5 %. Esimerkiksi Australiassa noin 63 % maan fosforin tarpeesta menee laiduntavien eläinten ruokkimiseen. (Metson, Cordell, ja Ridoutt 2016.)

Metsonin (2016) tutkimuksessa australialaisissa kotitalouksissa todetaan, että tavallisen australialaisen ruokavalioiden fosforijalanjälki on yli kolme kertaa suurempi kuin kasvupohjaista ruokavaliota noudattavan. Tavallisen australialaisen kokonaisfosforijalanjälki on 4,9 kg/as ja kasviperäistä ruokavaliota noudattavan 1,35 kg/as. Syödyn fosforin määrä on kuitenkin samoissa lukemissa molemmilla ruokavalioidella. Australialaisen fosforijalanjälki on samaa luokkaa Euroopan maiden kanssa. Tutkimuksen mukaan kasvuruokavalio tuottaa korkeampaa fosforimäärää ulosteessa (Metson, Cordell, ja Ridoutt 2016), mikä voi johtua fytaattien huonommasta imeytymisestä (Viitakangas 2019).

Fosforijalanjälkeä voisi ensisijaisesti pienentää lihankulutusta vähentämällä. Lisäksi fosforin kierrätys jätevedenkäsittelylaitoksilla ja fosforin kulutuksen tehostaminen ruokaketjussa voisivat pienentää fosforijalanjälkeä. (Metson, Cordell, ja Ridoutt 2016.) Myös Cordellin ym. (2009; 2009) tutkimuksissa on arvioitu, että siirtyminen kasvispainotteisempaan ruokavalioon voisi pienentää ihmisten fosforin kulutusta jopa 50%.

Viitakangas (2019) on pro gradu -tutkielmassa tutkinut kasvi- ja eläinproteiinien fosforin saantia. Kasviproteiineissa fosfori on fytaattina, jonka imeytyminen on huonompaa kuin eläinperäisen fosforin. Tutkimuksessa oli ryhmiä, joilla liha- ja kasviproteiinin pitoisuus vaihteli. Energian tarpeesta 17 % tuli proteiinista. Tuloksena eläinpainotteisen ryhmän fosforin saanti oli suurempi kuin kasvipainotteisen ryhmän. Viitakangas mainitsee myös Sciallan ym. (2012) sekä Moorthin ym. (2014) tutkimuksen, joissa fosfaatin erityisvirtsaan on vähentynyt kasvipainoisella ruokavaliolla, mikä on ristiriidassa Metsonin ym. (2016) tutkimukseen, jossa kasvipainotteinen ruokavalio lisäsi fosforin määrää jätevedessä. Lisäksi kohonneella veren fosfaattipitoisuudella voi olla negatiivisia terveysvaikutuksia.

2.3 Ruoankulutus ja ruokavalion muutos Suomessa

Aalto (2018) on tutkinut kotitalouksiin hankittuja elintarvikkeita ja niiden määrien muutoksia. Tutkimuksen mukaan 1966 kotitalouksien ruoka-aineiden kulutus on koostunut pääosin jauhoista, perunoista, sokerista, suolasta ja maidosta. Yleistä oli, että lähes kaikki ruoka valmistettiin alusta asti itse kotimaisista raaka-aineista. Myöhemmin jalostettujen elintarvikkeiden osuus on kasvanut. Vuodesta 1966 tuoreen punaisen lihankulutus on vähentynyt, sillä se ostetaan usein valmiiksi paloitetuna, jolloin ruoan valmistuksen hävikki pienenee. Lihäsäilykkeiden ja -einesten kulutuksen kasvu on myös vähentänyt tuoreen lihan käyttöä. Samaan aikaan kuitenkin siipikarjan kulutus on kasvanut kolminkertaiseksi vuosien 1998–2016 välisenä aikana. Tuoreen lihan kulutuksesta broilerin osuus on noin 45 %. Aalto arvelee uusien kasviproteiinijalosteiden, kuten härkäpapuvalmisteiden, nyhtökauran ja soijajalosteiden markkinoille tulon vaikuttaneen lihankulutukseen vuodesta 2016 alkaen. Maidonkulutus on laskenut vuodesta 1966 228 l/hlö/v vuoteen 2016 82 l/hlö/v, mutta samalla maitovalmisteiden kuten jogurttien, juustojen ja rahkojen osuus on kasvanut. Kalan kulutus henkilökohtainen vuosikulutus on pysynyt melko vakaana vuoden 1966 9 kilosta vuoden 2016 13. Valmisaterioiden kulutus on kasvanut vuodesta 1985 7,4 kilosta vuoden 2016 25,3 kiloon.

Luonnonvarakeskuksen (2020) ravintotaseen mukaan ruoankulutus on ollut tasaista 2010-2020 lähes kaikkien ruoka-aineiden kohdalla. Ravintotase kuvaa tarjolla olevaa määrää eikä vastaa täysin kulutusta. Suurin nousu on

siipikarjan kohdalla, jonka kulutus on jyrkässä nousussa. Muuten lihan kokonaiskulutus on ollut melko tasaista viimeiset 20 vuotta. Henkeä kohden luullisen lihan kulutus vuonna 2020 oli 79,2 kg/v, josta noin puolet vastaa kypsänä syödyn lihan painoa. Maidon kulutus on ollut laskusuunnassa jo 50 vuotta ja kulutus henkeä kohden oli noin sata litraa vuonna 2020. Nestemäisten maitotuotteiden kulutus oli yhteensä 144 kg.

2.3.1 Ruoankulutukseen vaikuttavat asiat

Buttrissin ja Rileyn (2013) mukaan nopeasti kasvava väestö ja kaupungistuminen nostavat proteiinipitoisten ruokien kuten liha- ja maitotuotteiden menekkiä. Tämä on lisännyt etenkin lihan ja prosessoitujen ruokien kulutusta, jotka voivat lisätä ongelmia lisääntyvien kasvihuonekaasupäästöjen ja muiden ympäristövaikutusten muodossa. Esimerkiksi runsaampi proteiinin- ja lihankulutus johtaa myös ihmisulosteen suurempaan typpipitoisuuteen (Sammarchi et al., 2021). Myös Van Drecht (2009) on todennut, että typpi- ja fosforipäästöt viemäristöissä ovat muuttuneet vuosina 1970-2000 kasvavan väestön, talouskasvun johdosta.

Gao ym. (2018) tiivistää hyvin ruoasta peräisin olevan typen olevan riippuvainen väestönkasvusta ja tulotasojen kasvusta, jotka vaikuttavat ruokavalion muutokseen. Gao ym. (2018) ovat myös huomanneet eroja maalla ja kaupungissa elävien ihmisten ravitsemuksessa. Eläin- ja kasviperäisen proteiinin käytön suhde vaihtelee näiden välillä. Tutkimuksen mukaan kaupungissa eläinperäistä ruokaa kulutetaan enemmän ja kasviperäistä vähemmän kuin maaseudulla. Martinezin ym. (2019) typpijalanjälkeä tutkivassa artikkelissa on myös todettu, että mitä tiheämpään kaupunki on asutettu sitä suurempi kokonaistyppijalanjälki on. He ovat myös tulleet siihen tulokseen, että tulotasolla on vaikutusta ruoan ympäristövaikutuksiin. Gaon ym. (2018) sekä Tilmanin ja Clarkin (2014) mukaan juuri tulotasolla on merkitystä proteiinipitoisten ruokien kulutukseen ja sitä kautta ruokavalion ympäristövaikutuksiin.

Martinez ym. (2019) ovat myös samaa mieltä siitä, että korkeampituloisissa maissa ruoan kulutuksella on suuremmat ympäristövaikutukset kuin matalan tulotason. Tämä selittyy sillä, että viime vuosien aikana on siirrytty lihapitoisempaan ruokaan korkeatuloisissa maissa ja matalampituloisissa maissa kulutetaan enemmän viljoja ja tärkkelyspitoisia juureksia. Ruokavalion muutos korkeampaan proteiinin kulutukseen johtaa korkeampaan typen kulutukseen juuri lannoitteiden kulutuksen takia, sekä kasvihuonekaasupäästöjen kasvuun, vesistöjen saastumiseen ja maaperän köyhtymiseen ruoan tuotannon tehokkuuden nousun myötä. (Martinez ym. 2019.)

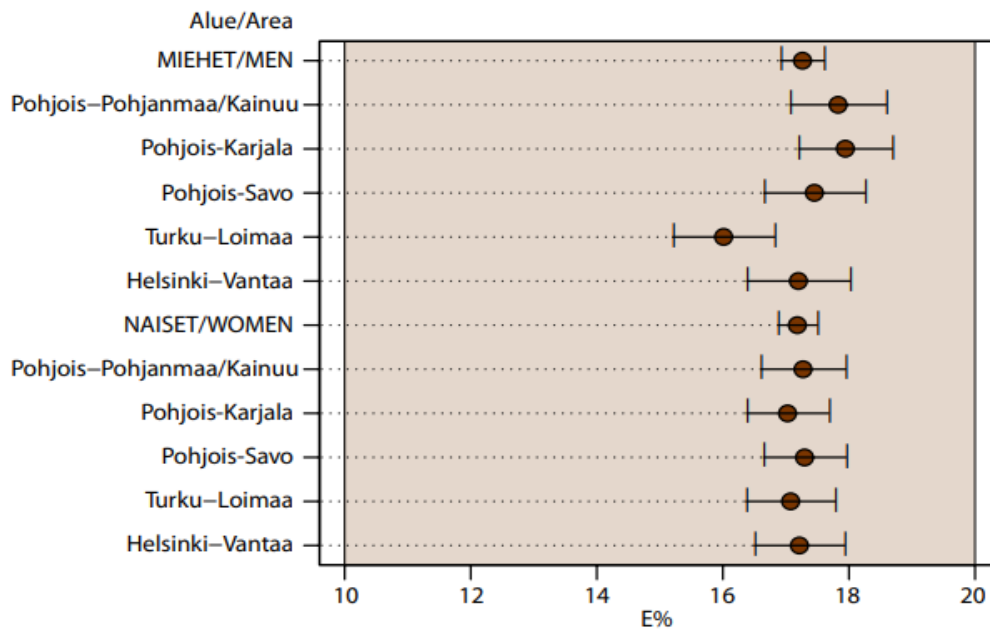
2.3.2 Eläinproteiinin kuluttamiseen vaikuttavia tekijöitä

Patama (2021) on tutkinut suomalaisen lihakulutukseen vaikuttavia asioita vuosina 2009–2019. Pataman maisterin työ on tehty kahden markkinatutkimusyrittäjän Kantar TNS Agrin toteuttaman haastattelututkimuksen perusteella, jotka käsittelevät suomalaisten lihankulutusta. Lihan syöntiin vaikuttavia asioita ovat jo mainitut väestönkasvu, kehittyvien maiden tulojen kasvu, kaupungistuminen ja globalisaatio. Lisäksi myös lihan hintojen lasku ja kaupan vapautuminen vaikuttavat sen kulutukseen.

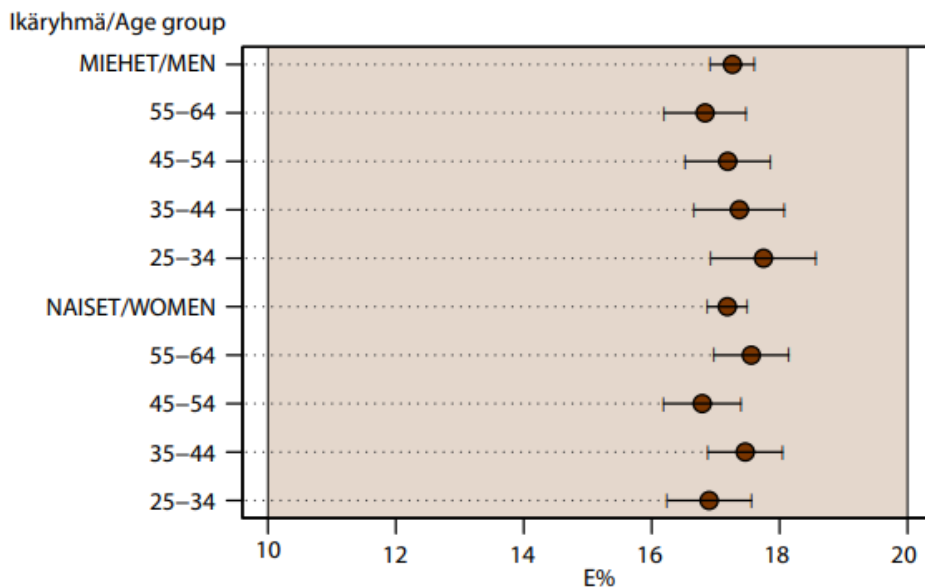
Lihankulutus vaihtelee alueittain, keskituloisissa maissa se on kasvussa, suurituloisissa jopa vähenemässä tai tasaista ja pienituloisissa maissa vähäistä ja tasaista. Patama listaa lihankulutukseen vaikuttavia syitä olevan maku, proteiinin saanti, kuuluminen ruokavalioon, tottumus, ravitsemus, helppous ja edullisuus. Syitä lihankulutuksen laskuun ovat esimerkiksi eettiset, ympäristölliset tai terveydelliset syyt. Muita lihankulutukseen vaikuttavia tekijöitä ovat ikä, sukupuoli, tulot, asema ja asuinpaikka. Nuoremmat kuluttavat vähemmän lihaa kuin vanhemmat, naiset vähemmän kuin miehet ja korkeammin koulutetut vähemmän kuin matalammin koulutetut. Alhaisimmassa tulo luokassa lihaa kulutettiin harvemmin kuin korkeimmissa ja tiheästi asutuilla alueilla useammin kuin maaseudulla. (Patama 2021.)

Patama (2021) määrittelee lihankulutuksen tiheyden viikkotasolla viiteen kategoriaan, päivittäin, muutaman kerran viikossa, kerran viikossa, harvemmin tai ei ollenkaan kuluttaviin. Tutkimuksen mukaan mainitut ääripäät ovat hieman nousussa. Tämä tukee esimerkiksi kasviruokavalion suosion nousua, joka on yksi keskisimmistä syistä, joiden vuoksi lihaa ei kuluteta.

Finravinto 2017 -tutkimuksessa (Helldan ym. 2013) on myös tutkittu suomalaisten aikuisten ruoankulutusta ja ravinnonsaantia. Tutkimuksen mukaan kulutustottumuksissa on eroja, mutta ei kovin suuria. Esimerkiksi proteiinin saannissa miesten alueelliset erot ovat suuremmat kuin naisten (Kuva 3). Miesten proteiinin saannissa on huomattavaa, että nuoremmat kuluttavat enemmän proteiinia, kun taas naisilla ei ole samanlaista vaihtelua (Kuva 4). Yleisesti proteiinin osuus kokonaisenergian saannista on 16–18 % välillä.



Kuva 3. Naisten ja miesten alueelliset proteiininkulutukselliset erot. (E% tarkoittaa proteiinista saadun energian osuutta kokonaisenergiantarpeesta) (Helldan ym. 2013)



Kuva 4. Naisten ja miesten ikäryhmien väliset proteiininkulutukselliset erot. (E% tarkoittaa proteiinista saadun energian osuutta kokonaisenergiantarpeesta) (Helldan ym. 2013)

Myös ihmisten omat uskomukset ja oletukset vaikuttavat ruoan kulutukseen. Helsingin kaupungin ympäristöpalvelut (HSY) ovat tehneet

kyselytutkimuksen (2019), jonka tarkoituksena oli selvittää miten hyvin ihmiset tietävät paljonko proteiinia ravinnosta saa. Tutkimukseen osallistui noin 1000 henkilöä pääkaupunkiseudulta. Broilerin kulutus tärkeimpänä proteiinin lähteenä korostui kyselytutkimuksen tuloksissa. Miehet ja 16–30-vuotiaat uskovat, että broileri sisältää toiseksi eniten proteiinia punaisen lihan jälkeen, vaikka toisena ovat palkokasvit ja tofu.

HSY:n tutkimuksessa (2019) selvisi, että proteiinin tarpeen oikeaa määrää ei tiedä 2/3 vastaajista. Myös tieto siitä, mitä tapahtuu ylimäärin syödylle proteiinille, oli epäselvää. Kehitysehdotuksena mainittiin erilaisten tietopakettien levittäminen proteiinin syönnistä ja sen seurauksista.

2.4 Ruokavalion ympäristövaikutukset

Behrens ym. (2017) vertaavat nykyistä dieettiä kansainvälisesti suositeltuihin ruokavalioihin (nationally recommended diets, NRD), sillä näiden ympäristövaikutusta ei ole kovin paljon tutkittu. Tutkimuksessa keskityttiin seuraaviin ympäristövaikutuksiin: kasvihuonepäästöt, rehevöityminen ja maankäyttö. Huomioitavaa on, että nämä suositellut ruokavaliot vaihtelevat eri maiden välillä. Suurituloisissa maissa keskitytään vähentämään sokereiden, rasvojen, lihan- ja maidonkulutusta, kun taas pienempituloisissa maissa saatetaan jopa suosia lihankulutuksen kasvattamista ehkäisemään aliravitsemusta.

Behrensin ym. (2017) mukaan suurin muutos NRD:n ja nykyisen keskiarvokulutuksen välillä tapahtuisi suurituloisissa maissa, joissa ruokavalion kalorien kulutus vähenisi ja koostumus muuttuisi. Kalorimäärän vähentämisestä seuraa noin 20 % vähemmän ympäristövaikutuksia ja ruokavalion koostumuksen muutoksesta noin 10 % vähemmän. Pieni- ja keskituloisissa maissa NRD:n ympäristövaikutusten kasvu liittyisi kasvaneeseen eläintuotteiden kulutukseen. Suurituloisten maiden ruokavalion muuttaminen on kuitenkin vaikeaa ja vaatisi laajoja toimenpiteitä. Tutkimuksen mukaan proteiinin kulutus on 10–15 % kokonaisenergian kulutuksesta, mikä on vähemmän kuin suomalaisten keskikulutus 16–18 %.

Esimerkiksi Eriksson Hägg (2010) spekuloi ruokavalion kasvaneen proteiinin kulutuksen olevan haitallinen Itämeren ekosysteemille. Rannikkoalueilla ravinteiden määrän kasvaminen aiheutuu joko suorasti tai epäsuorasti ihmisten ravintotarpeista (Nixon 1995). Eläinproteiinin tuotanto on tehotonta verrattuna siihen, että pelloilla viljeltäisiin ravintoa suoraan ihmisille (Porkka ym. 2013).

Reaktiivinen typpi (Nr) sisältää typpiyhdisteet, kuten nitraatin, ammoniakkin, typpioksiduulin ja typen oksidit. Ylimäärin esiintyvänä reaktiivinen typpi

aiheuttaa haittoja ympäristölle ja ihmisille, minkä kautta myös taloudellista haittaa ja sosiaalisia seuraamuksia (Braun, UNEP, ja Woods Hole Research Center 2007). Leach ym. (2012) toteavat myös, että elintavoillamme, erityisesti ruoankulutuksella on merkittävä vaikutus reaktiivisen typpipäästöihin. Leachin ym. (2012) mukaan maatalous ja fossiilisten polttoaineiden käyttö ovat suurimpia reaktiivisen typen tuottajia.

2.4.1 Ruokavalion päästöjen vähentämiskeinot

Gaon ym. (2018) mukaan typpihäviöitä tuotantoketjussa voitaisiin vähentää energiankulutussuosituksia suosimalla ja eläinperäisen typen kulutusta vähentämällä. Tämän lisäksi ruokajätettä ja yhdyskuntajätettä kierrättämällä voitaisiin palauttaa typpi takaisin kiertoon. Jätevedenkäsittelyn kannalta on tärkeää tehostaa typen poistoprosessia ja sitä kautta parantaa poistotehoa.

Kalmykovan ym. (2012) tekemä tutkimus fosforivirroista Ruotsissa toteaa, että fosforia on yhtä paljon kiinteässä jätteessä kuin jätevedessä. Tämä on tärkeä tieto fosforin kierrätystä ja talteenottoa varten. Kiinteän jätteen ja jäteveden fosfori ovat merkittäviä fosforin lähteitä. Jäteveden fosfori on merkittävä fosforin lähde, mutta kierrätystä varten olisi myös tärkeää kierrättää kiinteän jätteen fosforia ja vähentää sen määrää. Kiinteän jätteen fosforista suurin osa on peräsin ruokahävikistä, joten sen pienentäminen on myös tärkeä tapa vähentää fosforin päätymistä ympäristöön.

Fosforin kulutukseen voi vaikuttaa sillä, mitä tuotteita kuluttaa, samoin kuten typenkin. Suuremmassa mittakaavassa tällä voi olla, vaikka henkilökohtaisen kuorman näkökulmasta siltä ei näyttäisi. Kuluttaja voi suosia esimerkiksi luonnonmukaisesti tuotettuja tuotteita, joissa on käytetty vähemmän lannoitteita, sekä lähellä tuotettua ruokaa vähentäen kuljetuksen tarvetta (Metson et al., 2016).

2.5 Jätevedenpuhdistusprosessit ja mallinnus

2.5.1 Typen ja fosforin puhdistusprosessit

Jätevettä syntyy kotitalouksissa, josta ne kulkeutuvat jätevedenpuhdistamoille. Jätevettä syntyy myös teollisuudessa, mutta työssä keskitytään kunnalliseen jätevedenpuhdistamon toimintaan, jossa kotitalouksista peräisin oleva jätevesi on pääosassa. Jäteveden orgaaninen aines koostuu yleisesti proteiineista (40–60%), hiilihydraateista (25–50%) ja öljystä ja rasvoista (8–12%) (Tchobanoglous ym. 2004).

Puhdistuslaitoksilla jätevettä puhdistetaan mekaanisesti, kemiallisesti ja biologisesti. Typen poistaminen tapahtuu biologisesti ja fosforin

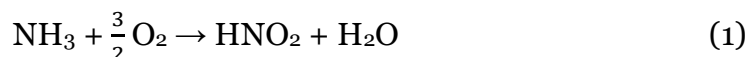
kemiallisesti. Typenpoistossa hyödynnetään nitrifikaatio-denitrifikaatio–prosessia, jonka puhdistusteho riippuu tulevan veden hiili-typpisuhteesta. Suomessa tyypillinen typenpoistoprosentti on 70 % (Pietiläinen ym. 2009). Tätä voidaan parantaa lisävaiheilla, esimerkiksi tertiäärikäsittelyllä tai lisäämällä hiiltä pääprosessiin. Typenpoiston nitrifikaatiovaihe on aerobinen reaktio, joka vaatii happea. Ilmastus, jonka hapen liuottaminen aktiivilietteen vaatii, on yleensä puhdistamoilla suuri energiankuluttaja.

Typpi

Tchobanoglousin ym. (2004) mukaan tuoreessa jätevedessä oleva typpi on yleensä proteiinia sisältävää ainetta tai ureaa. Orgaaninen typpi muuttuu bakteerien avulla ammoniumiksi riippuen veden pH:sta ja lämpötilasta. Jäteveden ikää voidaan siten arvioida ammoniumin pitoisuuden perusteella (Tchobanoglous ym. 2004). Trygarin (2009) mukaan jätevedenpuhdistuslaitoksille tulevan jäteveden orgaanisen typen ja ammoniumin suhde on noin 60/40.

Nitrifikaatio sisältää kaksi osareaktiota. Ensin ammonium muuttuu aerobisissa olosuhteissa nitriitiksi esimerkiksi *Nitrosomonas* bakteerien avulla (1) ja sen jälkeen esimerkiksi *Nitrobacter* -bakteerit muuttavat nitriitin nitraatiksi (2). Nitrifikaatiobakteerit käyttävät hiilidioksidia ravintonaan ja ammoniumia energianlähteenä. (Tchobanoglous ym. 2004, s.87.)

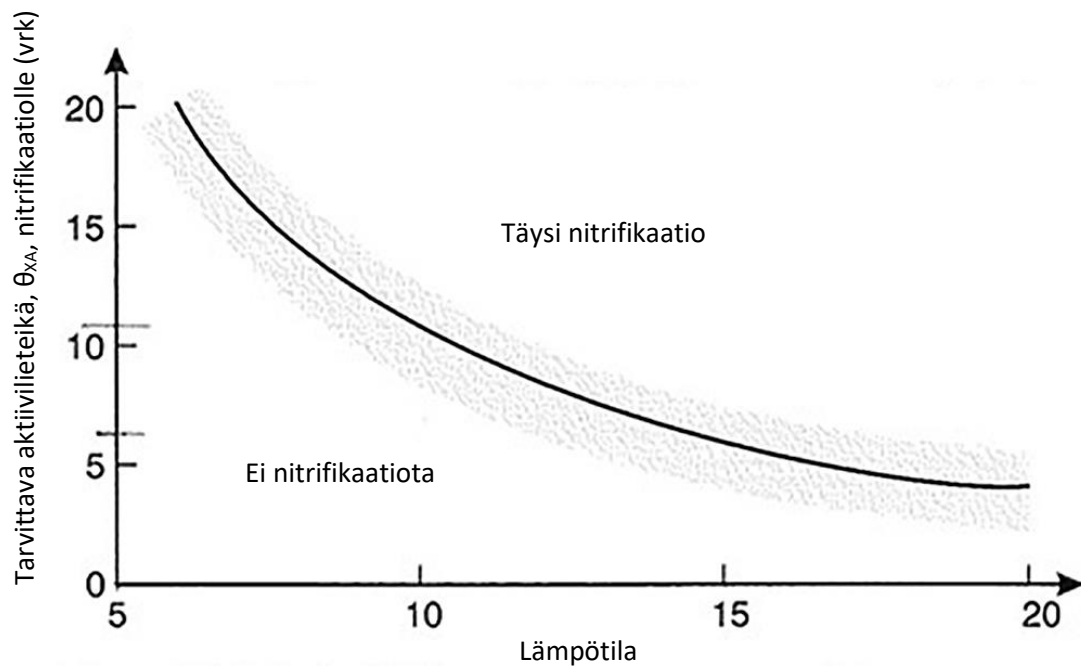
Reaktioyhtälö ammoniumista nitriittiin (nitritaatio):



Reaktioyhtälö nitriitistä nitraattiin (nitrataatio):

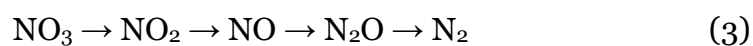


Aerobiset olosuhteet jätevedenpuhdistamolla vaativat liukoista happea keskimäärin 2,0 mg/l. (Trygar 2009). Nitrifikaatioprosessin ilmastusilman tuottaminen on yksi puhdistamoiden suurimpia energiankuluttajia (Ukkonen 2021). Nitrifikaation tehokkuuteen vaikuttaa pH, lämpötila (Kuva 5) sekä tulevan veden alkaliteetti. Alkaliteetti toimii puskurina pH:n laskua vastaan. Nitrifikaatio vaatii myös riittävän pitkän lieteiän ja riittävän korkean lietepitoisuuden (MLSS). Prosessi on herkkä toksisille aineille, kuten syanidille ja raskasmetalleille, nämä voivat heikentää nitrifikaatiota ja päätyä käsittelyn jälkeen ympäristöön.

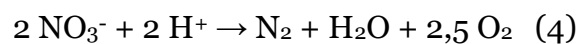


Kuva 5. Yhteys lämpötilan ja vaaditun lieteiän välillä nitrifikaation saavuttamiseksi aktiivilietelaitoksilla. (Operointiolosuhteiden happikonsentraation 2 g/m^3) Korkeammalle liukoisen hapen arvolla käyrä olisi alempana. (Muokattu lähteestä Henze ym. 2002)

Denitrifikaatiossa mikro-organismit pelkistävät nitraatin hapettomissa olosuhteissa nitriitiksi, typpioksidiksi, typpioksiduuliksi ja lopulta typpikaasuksi (3) ja (4).



Nitraatin pelkistyminen typpikaasuksi:



Typpikaasu on passiivinen molekyyli ja se poistuu prosessista kaasukuplina ilmakehään. Nitraattipitoisuus, hapettomat olosuhteet, orgaanisen materiaalin pitoisuus, pH ja lämpötila vaikuttavat denitrifikaation tehokkuuteen. Denitrifikaatio nostaa veden alkaliteettia puolet siitä määrästä mitä nitrifikaatio laskee sitä. Denitrifikaatio ei ole kuitenkaan yhtä herkkä olosuhteiden muutoksille kuin nitrifikaatio.

Denitrifikaatiobakteerit pystyvät käyttämään hapen lähteenä happea tai nitraatteja tai sulfaatteja. Hapen läsnäolo kuitenkin haittaa denitrifikaatiota ja

happitaso on hyvä pitää prosessissa alhaisena. Toinen avainasia denitrifikaation kannalta on orgaanisen aineen riittävyys. Kun orgaanista ainetta ei ole saatavilla bakteereille, ne joutuvat tyytymään kuolleiden organismien vapauttamaan hiilivarastoon, jonka saatavuus ei ole tasainen. Tämä voi heikentää denitrifikaatiota eikä typenpuhdistusprosessi toimi kunnolla. Hiiltä voidaan lisätä prosessiin esimerkiksi lisäämällä metanolia. Tämä ei kuitenkaan auta, jos nitrifikaatio ei etene tarpeeksi pitkälle.

Fosfori:

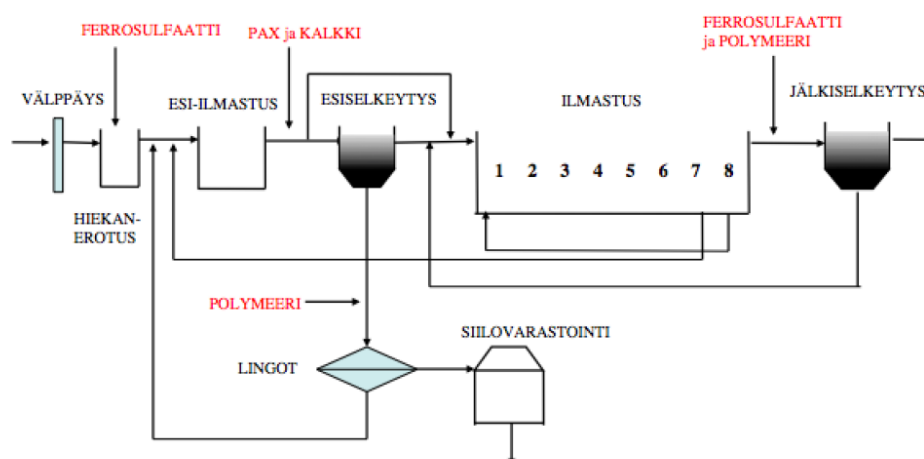
Fosforia poistetaan jätevedestä yleensä kemiallisella saostamisella (chemical precipitation). Yleisimpiä tapoja lisätä saostuskemikaali on esisaostus (pre-precipitation), rinnakkaissaostus (simultaneous precipitation) ja jälkisaostus (postprecipitation). Fosfori on jätevedessä liukoisessa ja partikkelimuodossa. Saostuksen tarkoituksena on erottaa liukoisessa muodossa oleva fosfori partikkelimuotoon, jotta se on mahdollista mekaanisesti poistaa vedestä. Kemiallisessa saostuksessa lisätty kemikaali muodostaa rautahydroksideja, joiden pintaan fosfaatti adsorboituu. Lisätyllä kemikaalilla pienennetään pienten varauksellisten partikkeleiden eli kolloidien välistä hylkivää voimaa. Nämä partikkelit vetävät toisiaan puoleensa muodostaen flokkeja eli flokkuloituvat. Flokkulaation edistämiseksi jätevetteen voidaan lisätä orgaanista polymeeriä, joka lisää flokkien muodostumista. Muodostuneet flokit on mahdollista poistaa mekaanisin keinoin. (Tchobanoglous ym. 2004.)

Saostuksessa käytettäviä kemikaaleja ovat moniarvoisten metallien suolat. Näitä ovat yleensä kalsium [Ca (II)], alumiini [Al (III)] ja rauta [Fe (III)]. Suomessa rinnakkaissaostus ferrosulfaatilla on yleisin menetelmä (Graan 2022). Kalsiumilla saostaminen nostaa veden pH-arvoa ja raudalla saostaminen laskee sitä. Alumiinin ja raudan tapauksessa 1 mooli saostaa 1 moolin fosfaattia. Hardy-Shulze säännön mukaan korkeampi varaus koagulantilla saa aikaan nopeamman reaktion. Saostussuhteeseen vaikuttavat kuitenkin myös alkaliteetti, pH, ja jäteveden sisältämät kelatoivat yhdisteet. Fosforia voidaan poistaa biologisesti mutta mainitut tavat ovat yleisimpiä. (Tchobanoglous ym. 2004.)

2.5.2 Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamo

Porvoon nykyinen jätevedenpuhdistamo on otettu käyttöön 2001. Jätevesi puhdistetaan kaksilinjaisessa biologiskemiallisessa prosessissa. Fosforin puhdistaminen tapahtuu saostamalla kemiallisesti ferrosulfaatilla ja typpi poistetaan biologisella aktiivilieteprosessilla. Syntyvä liete kuivataan ja vietään jatkokäsiteltäväksi. (Porvoon vesi.) Porvoon veden liittyjämäärä on noin 74% Porvoon asukasluvusta eli 39 650 henkilöä (Sahlstedt ym. 2020).

Kuvassa Kuva 6 on esitetty Hermanninsaaren puhdistusprosessi. Välppä ja hiekanerotus erottavat suurimmat roskat ja hiekan sekä muut suuremmat partikkelit pois jäteveden seasta. Ferrosulfaattia lisätään fosforin poistoa varten välppäyksen jälkeen. Niiden jälkeen on typen biologinen poisto ilmastustaissa. Lopuksi on jälkiselkeytys sekä vuonna 2018 lisätty kiekkosuodatin, jota ei ole esitettyä kuvassa. Ennen jälkiselkeytystä annostellaan ferrosulfaattia ja polymeeriä.



Kuva 6. Hermanninsaaren puhdistusprosessi. (Sihvonen 2018).

Porvoon vedelle tulee lisäksi Sannaisten jätevedenpuhdistamon ylijäämälietettä, vuonna 2019 142 m³. Hermanninsaaren puhdistamolla käsitellään myös sakokaivolietettä ja pienpuhdistamoiden lietteitä noin 50–260 m³/vrk. Nämä sisältyvät tulevan kuorman tuloksiin. Neljän vuoden keskiarvona sakokaivolietteiden osuus kokonaisuudesta on alle 5 %. (FCG 2020.)

Taulukko 2 näkyy Hermanninsaaren mitoituksen apuna käytetyt henkilöekvivalentit ja niiden kirjallisuusarvot (Sahlstedt ym. 2020). Henkilöekvivalentit ovat hieman pienempiä kuin laskettu kulutus. Taulukko 3 on esitetty Hermanninsaaren puhdistamon mitoitusarvot.

Taulukko 2. Hermanninsaarella käytetyt laskennalliset asumajäteveden henkilöekvivalentit (Sahlstedt ym. 2020)

Parametri	Yksikkö	Arvo	Arvot kirjallisuudesta
Kiintoaine	g/hlö/vrk	79	100–120
BOD_{7, atu}	g/hlö/vrk	62	50–100
COD	g/hlö/vrk	147	
P_{kok}	g/hlö/vrk	1,9	2–4
N_{kok}	g/hlö/vrk	15	12–15

Taulukko 3. Porvoon jätevedenpuhdistamon mitoitus (Sahlstedt ym. 2020)

Typpi	600 kg/vrk
Fosfori	85 kg/vrk
Virtaama	13 200 m ³ /vrk
Asukkaita	38 600 as. (FCG 2020)

Sahlstedtin ym. (2020) raportin mukaan kiintoaine on vuosina 2017–2018 ollut alhaisempi kuin edellisinä vuosina mutta määrä on silti ylittänyt mitoitussarvot. Typpikuorma on myös ollut suurempaa kuin mitoitussarvo jo muutamana vuotena. Vuorokausikuorma ylittää mitoituksen. Kokonaisfosfori on ylittänyt mitoituksen 2015–16 mutta alittanut 2017–18. COD/BOD suhde on näinä vuosina ollut 2,3, mikä on hyvä taso. Tuloveden ammoniumtyppi 70–75 %, mikä on normaali.

Porvoon edustan typpi- ja fosforikuormaan ovat osallisena myös muita yrityksiä. Neste Oyj:n fosforikuorma on vaihtelevasti suurempi tai pienempi kuin Hermanninsaaren. Porvoon merialueen typpikuormasta noin 80 % tulee Hermanninsaaresta ja fosforikuormasta noin 30 %. (Holmberg, Anttila-Huhtinen, ja Raunio 2021.)

Hermanninsaaren puhdistamon luparajat on esitetty taulukossa 4. Kaikkia muita paitsi kokonaistyyppiä tarkastellaan neljännesvuosikeskiarvon mukaan ja tyyppiä vuosikeskiarvolla (AVI 2021).

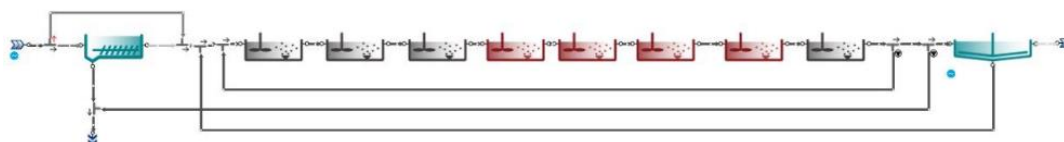
Taulukko 4. Hermanninsaaren luparajat

	Enimmäispitoisuus, mg/l	Vähimmäisteho, %
BOD₇ ATU, O₂	10	95
COD_{Cr}	60	90
Kokonaisfosfori, P	0,5	93
Kokonaistyyppi, N	15	70

2.5.3 Hermanninsaaren puhdistamon dynaaminen prosessimalli

Työssä käytetään Sihvosen (2018) tekemässä diplomityössä valmiiksi tehtyä dynaamista prosessimallia Hermanninsaaren puhdistamosta (Kuva 7). Mallinnus suoritetaan Dynamitan Sumo-ohjelmassa Sumo19-versiolla. Aktiivilietemallina Sumossa käytettiin ASM3-mallia, joka kuvaa hyvin denitrifikaatio-nitrifikaatioprosessia. Mallin avulla on myös mahdollista laskea jätevedenpuhdistukseen käytettävää energian määrää, jonka avulla voidaan arvioida puhdistamon ympäristövaikutuksia. Malli on yksinkertaisempi kuin oikea laitos ja eikä esimerkiksi ylijäämälietteen poisto vastaa todellista

tilannetta. Mallissa ylijäämäliete poistetaan suoraan, kun todellisuudessa se kierrätetään esiselkeytyksen alkuun ja siten poistuu raakalietteen mukana. Kun ylijäämäliete poistetaan suoraan, ilmastusaltaan kiintoainepitoisuus vastaa paremmin todellisuutta. Mallissa ei myöskään huomioida flokkien kokoa ja laskeutuvuutta. (Sihvonen 2018.) Myös jälkikiikkosuodatus puuttuu mallista ja se jätetään simuloinneissa huomiotta.



Kuva 7. Sihvosen työssä käytetty dynaaminen prosessimalli (Sihvonen 2018).

2.6 Jätevedenpuhdistuksen ympäristövaikutukset

Maktabifard ym. (2022) ovat tutkineet jätevedenpuhdistamoiden ympäristöpäästöjä Suomessa ja Puolassa. Jätevedenpuhdistamoiden kasvihuonekaasupäästöt voidaan jakaa suoriin ja epäsuoriin. Hallitustenvälisen ilmastonmuutospaneelin (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) (2015) mukaan veden- ja jätevedenkäsittely kattaa noin 3% maanlaajuisista kasvihuonepäästöistä. Suoriksi päästöiksi lasketaan päästöt, jotka vapautuvat jäteveden ja lietteen käsittelyssä. Energiankulutus ja kemikaalit ym. resurssien kulutus lasketaan epäsuoriin vaikutuksiin. Kasvihuonepäästöjä mitataan hiilijalanjäljen (Carbon Footprint, CF) avulla. Jätevedenpuhdistamoiden hiilijalanjäljestä suurin osa on peräisin typpioksiduulin hajapäästöistä, joita syntyy jätevedenkäsittelyssä. Typpioksiduulilla on korkea lämmityspotentiaali (Global warming potential, GWP), joka on 265 kertaa suurempi kuin hiilidioksidin. (Maktabifard ym. 2022.)

Maktabifardin ym. (2022) tutkimuksen mukaan suorien päästöjen osuus on Suomessa 67% kokonaishiilijalanjäljellä ja tästä suurin osa (52%) tulisi N_2O päästöistä. Tämä johtuu siitä, että kasvava typpikuorma johtaa N_2O :n muodostumiseen aerobisissa prosesseissa. IPCC:n (2019) kerrointa käyttämällä oletetaan N_2O -päästöjen olevan verrannollinen tulevaan typpikuormaan, mutta todellisuudessa N_2O -päästöihin vaikuttaa muutkin asiat eikä korrelaatio ole lineaarinen. N_2O -päästöjen kannalta oleelliset muuttujat ovat tulevan veden kemiallisen hapenkulutuksen (COD) ja kokonaistypen (TN) suhde, eli jos orgaanista ainetta ei ole tarpeeksi, N_2O muodostuu herkemmin. Toiseksi eniten hiilijalanjälkeen vaikuttaa lietteen käsittely, jonka suurimpana aiheuttajana on metaani. Kokonaishiilijalanjäljestä 33 % tulee

epäsuorista päästöistä, energiankulutuksen osuus on 18 % ja kemikaalien 8 %. Eriksson Häggin (2010) mukaan kunnallisen jätevedenpuhdistuksen osuus suorista päästöistä Itämereen olisi noin 10%.

Tämän työn kannalta tärkeimmät jätevedenpuhdistuksen kasvihuonepäästöt ovat typpioksiduuli (N₂O), metanoli sekä ilmastuksen energiankulutuksesta aiheutuvat päästöt. Metanolia lisätään puhdistusprosessiin parantamaan denitrifikaation tehokkuutta. Jätevesien puhdistamoiden sähkön ympäristövaikutuksiin ja hiilijalanjälkeen vaikuttaa suuresti myös, kuinka paljon fossiilisia polttoaineita energian tuottamiseen on käytetty. Niiden osuudet voivat vaihdella eri maissa. Näiden päästöjen vaikutusta verrataan hiilidioksidiekvivalenttiin (CO₂-ekv.) ja siten saadaan arvio kyseisten päästöjen ympäristövaikutuksesta. Kokonaishiilijalanjälkeä ei tässä työssä lasketa. Skenaaroiden välistä suhteellista eroa verrataan mallinnettuun nykytilaan, näin voidaan arvioida mahdollisten muutosten vaikutus. Työssä käytetyt kertoimet ovat koottuna taulukossa 5.

Taulukko 5. Päästökertoimet. (Maktabifard ym. 2022)

Päästökerroin	Arvo	Yksikkö
N ₂ O GWP	265	kg CO ₂ -ekv. /kg N ₂ O
N ₂ O (Jätevedenkäsittelystä)	0,016	kg N ₂ O/kg N _{influent}
Metanoli	462	g CO ₂ -ekv. /kg
Energia	0,24	kg CO ₂ -ekv. /kWh

3 Aineisto ja menetelmät

3.1 Typpikuorman historiadatan vertailu

Ruokavalion ja puhdistamoiden typpikuormien historiatietojen aineistona käytettiin FAOn Food Balance Sheet (FBS). Jätevedenpuhdistamoiden historiatiedot saatiin SYKE:n (Säylä 2015) raporteista puhdistamoille tulevista päästökuormista. Lisäksi apuna käytettiin tilastokeskuksen aineistoja ja Terveyden ja hyvinvointilaitoksen raportteja. Hermanninsaaren puhdistamon osalta raportteja sekä dataa saatiin myös Porvoon Vedeltä.

FAOn tietokannasta saadaan tiedot ruoankulutuksesta (food supply) ja proteiininkulutuksesta (protein supply) henkilöä kohden vuorokaudessa. FAOn Food balance sheetit ovat kattava tietokanta, jonne on kerätty tietoa 1949 vuodesta alkaen eri maista. Ruoan- ja proteiininkulutusta koskevat arvot löytyvät vuosille 1961–2018. Henkilöä kohden laskettu ruoankulutus laskettiin koko kansalle jakamalla saatavilla oleva ruoan tarjonta väkiluvulla (Sekula ym. 1991). Näitä lukuja käytettäessä on huomioitava, että ne ovat keskiarvoja eivätkä esimerkiksi ota huomioon ruokahävikin tai ruokajätteen määrää. Ruokavalioskenaarioissa käytettiin uusinta dataa vuodelta 2018.

FAOn tietojen mukaan voitiin tehdä kuvaajat, joiden perusteella nähtiin, mitä ruoka-aineita syötiin ja miten ruokavalio on muuttunut viimeisen melkein 60 vuoden aikana. Proteiinin kulutuksen perusteella voitiin laskea typen kulutus Jonesin kertoimen 6,25 avulla. Näin saatiin typpikuorma henkilöä kohden Suomessa.

Puhdistamoiden historiadataa on vuosille 1971–2013 (Säylä 2015). Säylän raportissa koko Suomen jätevesipuhdistamoille tuleva typpikuorma on jaettu taajama-asukkaiden lukumäärällä. Näin saatiin yhden henkilön typpikuorma vuorokaudessa (g N/hlö/vrk). Puhdistamoiden tuleva typpikuorma on siis keskiarvo koko Suomen väestölle.

Yksittäisten puhdistamoiden liittyjämääristä on hankala saada tarkkoja tietoja, ja niitä ei löydy pitemmälle aikavälille. Asukasvastineluvun ja kuntien asukas- ja liittyjämäärien mukaan oli mahdollista tehdä arvioita. Asukasluvut ovat laskettu vakituisten asukkaiden mukaan. Puhdistamoiden liittyjämäärien välillä on eroa, sillä laskutavat vaihtelevat ja ovat osittain arvioita. Jätevedenpuhdistamoiden asukasliittyjämäärät arvioitiin tilastokeskuksen ilmoittaman tilanteen mukaan vuoden lopussa. Asukkaiksi laskettiin vakituisesti paikkakunnan taajama-alueella asuvat (Säylä 2015).

Ruokavalioskenaariot

3.1.1 Energian- ja proteiinin tarve

Ruokavalioiden perustana käytettiin FAOn nykyistä energian- ja proteiinin-kulutusta sekä Terveyden ja Hyvinvoinnin laitoksen (THL) suosittelemaa päivittäistä energiansaantisuositusta. Ruokavaliossa kiinnitettiin huomiota kahteen muuttujaan, energiantarpeeseen sekä proteiinin määrään. Proteiinin saantisuositukset ovat annettuna osuutena ruokavalion energiansaannista sekä grammaa per henkilön painokilo (g/kg). THL:n energia- ja proteiinin saantisuositukseen ei ole laskettu alkoholin osuutta (Fogelholm ym. 2018) kun taas FAOn tiedoissa on mukana kaikki kulutus.

Energiankulutus

Taulukoihin 6 ja 7 on koottu THL:n ravitsemussuositusten mukaiset energian kulutukset eri ikäryhmille. Naisten ja miesten energiantarpeet laskettiin erikseen, sillä niissä on keskimäärin eroa. Taulukoista löytyy eri ikäryhmille arvioidut painot painoindeksille (body mass index, BMI) 23 ja perusaineenvaihdunnan (PAV) energiantarve, sekä arviot vähän ja aktiivisesti liikkuville. Alle 2-vuotiaiden energiantarve on arvioitu Harjunmaan (2009) tutkimuksen mukaan. Yli 75-vuotiaiden painon, ja energiantarpeen on oletettu olevan sama kuin edellisen ikäryhmän.

Energiantarpeen keskiarvot laskettiin koko Suomelle olettaen Porvoon ja koko Suomen ikäjakauman olevan samankaltainen (Tilastokeskus 2022). Ikäryhmän energiantarve laskettiin kertomalla ikäryhmään kuuluvien lukumäärällä (Tilastokeskus 2021), jonka perusteella saatiin arvioitua energiantarpeen keskiarvo.

Taulukko 6. Energiankulutuslaskelmat, naiset

Ikä	Paino	PAV	Vähän liikkuvat	Aktiiviset	Arvioitu energian tarve
v	kg	kcal/vrk	kcal/vrk	kcal/vrk	kcal/vrk
0,5	7,9				646
1	10,0				796
2–5	16,1	860			1 195
6–9	25,2	1 052			1 649
10–13	38,3	1 195			2 055
14–17	53,5	1 362			2 342
18–30	64,4	1 386	2 247	2 510	2 378
31–60	63,7	1 315	2 103	2 366	2 235
61–74	61,8	1 195	1 936	2 175	2 055
75+	59,0				2 055
keskiarvo	57,0				2 110

Taulukko 7. Energiankulutuslaskelmat, miehet

Ikä	Paino	PAV	Vähän liikkuvat	Aktiiviset	Arvioitu energian tarve
v	kg	kcal/vrk	kcal/vrk	kcal/vrk	kcal/vrk
0,5	8,4				681
1	10,5				846
2–5	16,1	860			1 195
6–9	25,2	1 052			1 649
10–13	37,5	1 291			2 223
14–17	57,0	1 625			2 820
18–30	75,4	1 745	2 796	3 155	2 976
31–60	74,4	1 649	2 629	2 964	2 796
61–74	72,1	1 458	2 318	2 605	2 462
75+	70,0				2 462
keskiarvo	65,4				2 558

Fogelholmin (2018) mukaan PAV:lle ja energiansaannille on annettu viitearvot, jotka vastaavat painoindeksiä 23, joka on arvioitu pohjoismaisen keskiarvon mukaan. THL:n ravitsemussuositukset laskettiin vastaamaan tätä painoindeksiä. Todellisuudessa painoindeksi olisi suurempi, mutta Fogelholmin ym. mukaan se tukisi liikapainon ja lihavuuden ylläpitoa. FinSote -tutkimustulosten (2020) mukaan kuitenkin noin 60 prosentilla suomalaisista painoindeksi on suurempi kuin 25 kg/m², mikä lasketaan ylipainon rajaksi. Lihavien osuus suomalaisista on reilu 20% eli painoindeksi on yli 30 kg/m² (Parikka ym. 2020; WHO 2013). Tutkimuksessa on huomioitu yli 20-vuotiaat suomalaiset. FAOn (1994) mukaan vähiten terveysriskejä sekä alin kuolleisuus olisi painoindeksillä 22 kg/m². Globaalilla tasolla ylipaino tulee kasvamaan nuorten ja aikuisten joukossa (FAO 2019).

THL:n lähtöarvojen perusteella saatiin suositukseksi naisten energiantarpeeksi 2110 kcal ja miesten energiantarpeeksi 2560 kcal. Koko kansalle energiantarvesuosituksen keskiarvo on 2330 kcal. Tämä on painotettu eri ikäryhmillä ja niiden lukumäärällä. Lisäksi energiankulutuksessa on pientä vaihtelua aktiivisten ja ei-aktiivisten välillä. Jos aktiivisten ja vähemmän aktiivisten suhde olisi esimerkiksi 75/25 %, niin energian kulutus kasvaisi 3 % ja jos suhde olisi 25/75 % niin vähenisi 3 %. Jos kaikki aktiivisia tai vähemmän aktiivisia niin se tarkoittaisi +- 5 % vaihtelua energian kulutukseen.

THL:n tietojen perusteella laskettiin myös keskiarvo painolle, sillä sitä tarvittiin proteiinin kulutuksen arvioimiseen. Painon keskiarvo on 60,1 kg, naisille 56,9 kg ja miehille 65,4 kg. Todellisuudessa nämä painot ovat suuremmat. Koposen ym. (2018) kyselytutkimukseen mukaan yli 30-vuotiaiden

keskiarvopaino on noin 15% suurempi kuin suositusten mukainen, niin naisilla kuin miehillä.

Proteiinintarve

Proteiinin energiapitoisuutena käytetään 4 kcal/g proteiinia (Atwater 1910). FinRavinto 2012 (Helldan ym. 2013) tutkimuksen mukaan proteiinin osuus kokonaisenergiakulutuksesta on 17 %. Määrä riippuu hieman sukupuolesta ja siitä onko mukaan otettu alkoholia ja kuituja. Esimerkiksi ateriapalveluissa ja muussa suunnittelussa proteiineille käytetään viitearvoa 15 % (Fogelholm ym. 2018). Fogelholmin ym. (2018) mukaan aikuisille ja yli 2-vuotiaille proteiinin saantisuositus on 10–20 % ja yli 65-vuotiaille 15–20 %. Proteiinin saantisuositus voidaan ilmaista myös painokiloa kohden, eli g proteiinia / paino-kg. Suositus 18–64-vuotiaille on 1,1–1,3 g/kg. Yli 65-vuotiaille saantisuositus on 1,2–1,4 g/kg ja suhde energiansaantiin kasvaa. Proteiinin saanti 6–11kk 7–15 %, 12–23 kk 10–15 %. Alle 6 kk:lle ei ole suositusta, koska heitä imetetään ensisijaisesti. Aktiivisilla ja paljon urheilevilla proteiinin tarve voi olla suurempaa, jopa kaksinkertainen (THL 2021).

Skenaarioita voitaisiin myös muodostaa painon perusteella, jolloin korkeampi keskipaino tarkoittaisi korkeampaa g/kg määrää, mikä taas tarkoittaa korkeampaa päivittäistä proteiinin määrää. Saman verran proteiinia ei riitä painavammalle henkilölle. FCG:n (2020) raportin mukaan esimerkiksi nykyinen typpikuorma per henkilö olisi 17,1 N g/as/vrk. Tämä tarkoittaa 60 kg painavalle henkilölle 1,75 g/kg ja 80 kg painavalle 1,33 g/kg. Toisin sanoen, 60 kg painavalle henkilölle määrä voisi olla liian paljon ja 80 kg painavalle liian vähän. Tarvittava proteiininmäärä on kuitenkin yksilökohtaista ja vaihtelee henkilön tarpeiden ja fyysisen aktiivisuuden mukaan. Laskuissa on käytetty painosta keskiarvoa 61,6 kg THL:n suositusten mukaan, koska kysymys on koko kansasta.

3.1.2 Ruokavalioskenaarioiden muodostaminen

Ruokavalioskenaariot tehtiin koko Suomen tasolle, sillä keskiarvot ja proteiinin saanti yksilölle vaihtelevat henkilötasolla. Tästä syystä yksilön ravitsemussuosituksista ei voida käyttää koko Suomelle. Esimerkiksi proteiinin saantisuositus eli osuus kokonaisenergiasta on 10–20%, mutta tämä koskee yksilöiden vaihtelua (Fogelholm ym. 2018). Ruokavaliosuosituksien pohjana käytettiin THL:n kansallisia suosituksia. Nykyistä kulutusta vastaavana ruokavaliona käytettiin FAOn tietojen perusteella olevaa energian ja proteiinin kulutusta.

Skenaariot

Suurin osa skenaarioista muodostettiin FAOn nykyisen energiankulutuksen pohjalta, ja sen perusteella laskettiin proteiinin osuus. Energiakulutukselle

vaihtoehtoja ovat FAOn tämänhetkinen kulutus, FAOn ADER (average daily energy requirement) eli keskimääräinen päivittäinen energian tarve -suositus, sekä THL:n suositus. Näiden energian kulutukset sekä muut ruokavalioidissa tarvittavat lähtöarvot ovat koottuna taulukkoon 8.

Bruinsman (2003) tutkimuksen mukaan tulevaisuuden energiankulutus vuonna 2030 arvioitu olevan teollistuneissa maissa 3500 kcal. Koko maailman keskiarvo energiankulutukselle on 3050 kcal. Van Dijkin ym. (2021) mukaan maailman keskiarvoinen energiankulutus olisi noin 3 000–3 200 kcal vuonna 2050 ja hieman alhaisempi vuodelle 2030 ja 2040. Heidän tekemiensä tulevaisuusskenaarioiden välillä energiankulutuksessa oli jonkin verran vaihtelua.

Taulukko 8. Ruokavaliioskenaarioiden lähtöarvot vuodelle 2018.

	Arvo
THL energiantarvesuositus	2330 kcal
ADER energiantarvesuositus	2548 kcal
FAO (Food supply)	3343 kcal
Typpikerroin	6,25
Proteiinin energiapitoisuus	4 kcal/g
Proteiinin osuus energiansaannista	10–20 %
Proteiinin saantisuositus	1,0–1,5 g/kg
Suomalaisten keskipaino	61,6 kg
Porvoon mitoitus (AVL)	38 600

Ruokavaliot ovat esitettynä taulukossa 9. Nykytilanne-skenaario perustui FAOn tilastojen mukaiseen nykytilaa vastaavaan ruoankulutukseen. Energiankulutus 3343 kcal ja proteiininkulutus 118 g vuorokaudessa. ADER-skenaariossa proteiininmäärä skaalattiin FAOn nykyiseen proteiininkulutukseen energiankulutuksen suhteiden avulla (6). Energiankulutus oli 2548 kcal ja proteiininkulutus oli 89 g vuorokaudessa. THL 17 % skenaario muodostettiin vastaamaan suosituksia, jolloin energiansaanti on nykyistä pienempi kuin ADER skenaariossa.

Proteiinin kulutuksen kasvua kuvastavia skenaarioita on kaksi, mahdollinen ja maksimi. Molemmassa pidettiin sama energiankulutus kuin FAOn antamassa nykytilanteessa 3343 kcal, jotta skenaarioita on helpompi verrata toisiinsa, kun vain proteiininkulutus muuttuu. Nykytilanteessa proteiinin osuus on 14 % ja mahdollinen-skenaariossa 15 %, jotta pienemmän muutoksen eroa voitiin myös arvioida. Yhden prosentin nousu kasvatti henkilökohtaista proteiinin kulutusta 118:sta 125:een g/hlö/vrk. Maksimiskenaariossa proteiinin osuus kokonaisenergiankulutuksesta oli 20 % ja henkilökohtainen proteiinin kulutus 167 g/hlö/vrk.

ADER-skenaariossa henkilökohtainen proteiinin saanti laskettiin seuraavasti:

$$2548 \text{ kcal} / 3343 \text{ kcal} * 118 \text{ g/hlö/vrk} = 90 \text{ g/hlö/vrk} \quad (6)$$

THL17%:

$$17 \% * 2330 \text{ kcal} / 4 \text{ kcal/g} = 99 \text{ g/hlö/vrk} \quad (7)$$

Mahdollinen ja maksimiskenaario laskettiin samalla tavalla kuin THL17%.

Taulukko 9. Skenaariot ja typpikuormat

Skenaario	Energia	Proteiinin päivittäinen kulutus	Proteiinin osuus kokonaisenergiatarpeesta	Proteiinin määrä painokiloa kohden	Proteiinin sisältämä energia
	kcal	g/hlö/d	%	g/kg	kcal
Nykytilanne - Kuvastaa nykyistä energian- ja proteiininkulutusta	3343	118	14 %	1,9	472
ADER - FAOn suositus päivittäiselle energiatarpeelle	2548	90	14 %	1,5	360
THL 17 % - THL suositus nykyiselle energiatarpeelle	2330	99	17 %	1,6	396
Mahdollinen - Realistinen muutos proteiinin kulutukselle	3343	125	15 %	2,1	501
Maksimi - Oletettu huonoin mahdollinen skenaario	3343	167	20 %	2,7	669

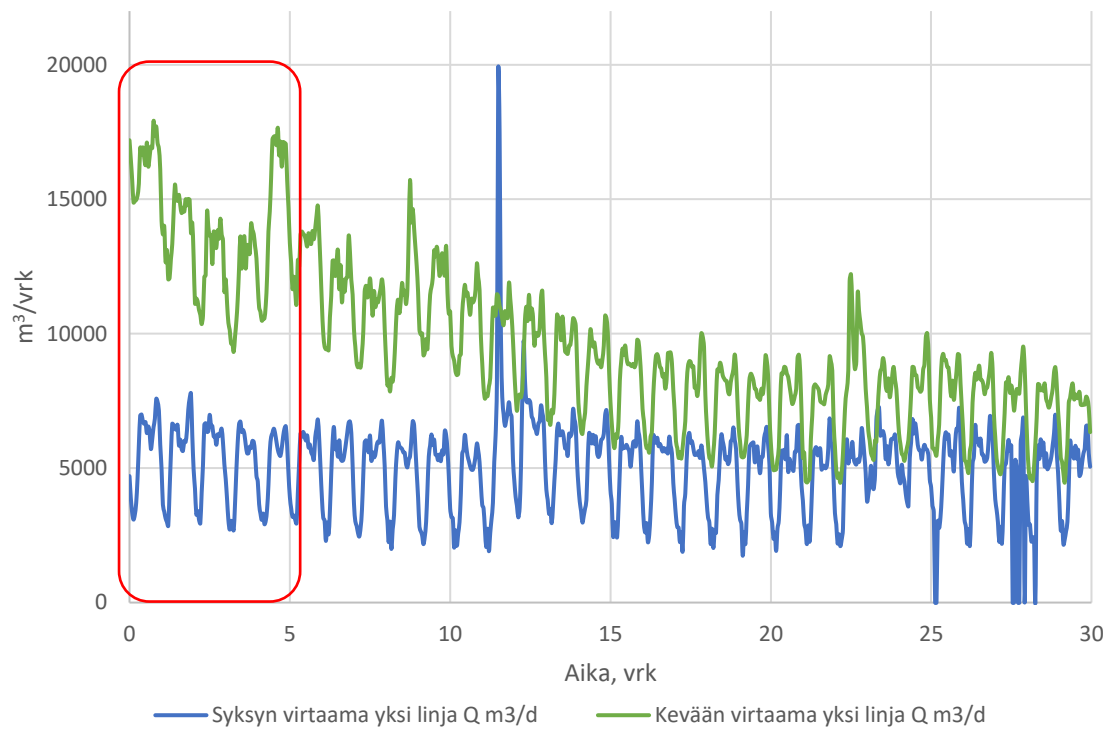
3.3 Skenaarioiden mallinnus

Skenaarioiden mallinnuksen tarkoituksena oli havainnoida muuttuvan typpikuorman vaikutusta jätevedenpuhdistamon toimintaan. Tarkasteltavina muuttujina olivat tulevan ja poistuvan typpikuorman muutoksien lisäksi metanolin kulutus, ilmastusenergiankulutus sekä typpioksiduulipäästöt.

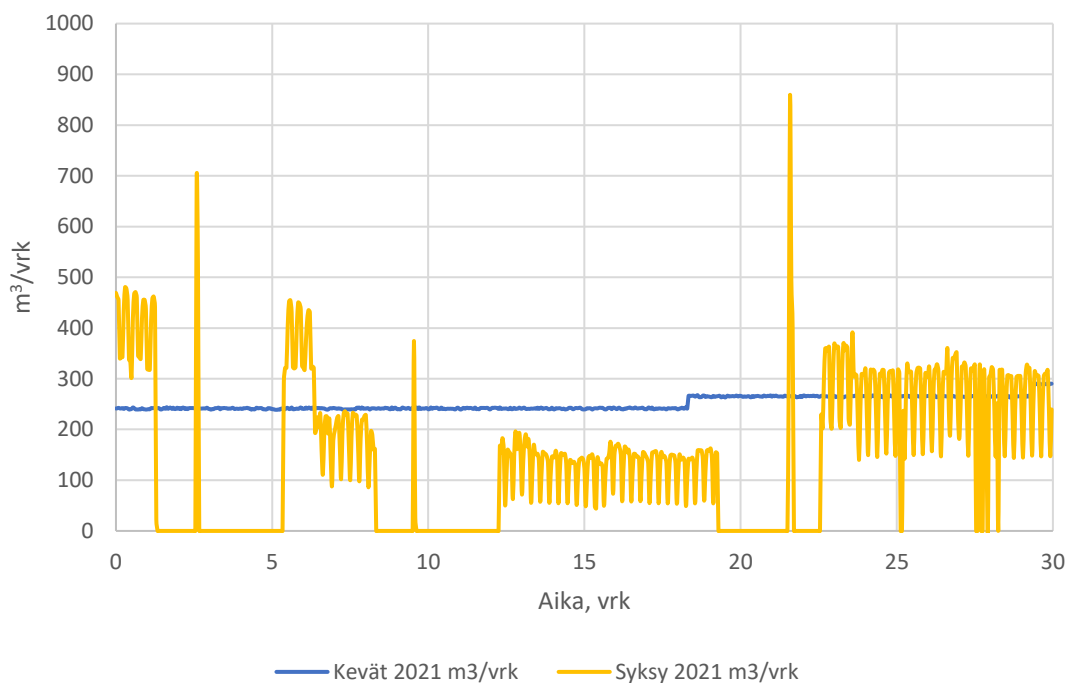
3.3.1 Mallinnusolosuhteet

Mallissa käytettiin virtaamana viiden päivän ajanjaksoa keväälle ja syksyille, jotta voitiin verrata jätevedenpuhdistamon toimintaa mahdollisimman erilaisissa virtaamatilanteissa. Kevään korkea virtaama edusti hankalaa tilannetta, jossa puhdistamon koko kapasiteetti oli käytössä ja syksyn matalampi virtaama helppoa lämpimän ajan tilannetta. Virtaamat ovat vuodelta 2021, työssä käytetty dynaaminen virtaama on ympyröity punaisella (Kuva 8). Mallinnuksessa käytetyn virtaaman 5 päivän keskiarvot ovat keväälle noin 14 000 m³/vrk ja syksyille noin 5 400 m³/vrk. Kevään virtaama oli huomattavasti vaihtelevampaa kuin syksyn melko tasainen vuorokausivaihtelu. Tulevan typpikuorman vaihtelu riippui myös virtaamasta, mikä otettiin huomioon skenaarioiden puhdistamolle tulevaa typpikuormaa laskettaessa. Jäteveden puhdistukseen tasoon vaikutti myös sen konsentraatio, esimerkiksi keväisin suuremmat virtaamat ja pienempi pitoisuus voivat aiheuttaa ohituk-sia ja näin vesistöihin pääsee puhdistamatonta jätevettä.

Kuvassa Kuva 9 ovat Hermanninsaaren vuoden 2021 ylijäämälitteiden määrät keväälle ja syksyille. Lietemäärän nolla-arvot tarkoittavat, että lietteenpoisto on pysäytetty, jottei sitä poistuisi liikaa prosessista. Liiallinen ylijäämälietteen poisto hankaloittaa nitrifikaatiota, koska se lyhentää lieteikää. Lietepitoisuuden pitäisi olla tasainen aktiivilietereaktoreissa, jotta mikrobeja on riittävästi prosessissa ja niillä olisi tarpeeksi energiaa. Mallinnuksen lieteiän määritykseen käytettiin puhdistamotarkkailujen tuloksia sekä syksyn lieteikää kalibroitiin mallin avulla (lisää 4.2.61.1.1)

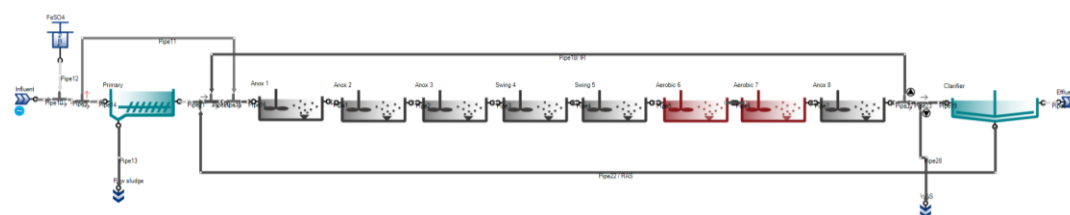


Kuva 8. Porvoon puhdistamon virtaama keväälle ja syksyille.



Kuva 9. Ylijäämälietteen poisto Hermanninsaarella.

Porvoon laitoksella on 2 linjaa, mutta mallinnuksessa huomioitiin vain yksi linja. Tämä tarkoittaa, että simuloinnit tehtiin puolikkaalla kuormalla, vaikka pitoisuus on kuitenkin sama kuin täydellä kuormalla. Kuvassa Kuva 10 on esitettyinä työssä käytettävä Hermanninsaaren Sumo-malli. Malliin syötetään viiden päivän dynaaminen virtaamadata. Ferrosulfaatin syöttö oli suoraan tulovirtaamaan. Ohitusprosentti esiselkeytysaltaalla oli 25 %. Aktiivilietelohkoja on yhteensä kahdeksan joista altaat 6 ja 7 ovat hapellisia ja muut altaat hapettomia. Näiden jälkeen ylijäämäliete tulee ulos mallista. Viimeisenä mallissa on vielä pistemäinen selkeytysallas (volumeless point separator).



Kuva 10. Hermanninsaaren dynaaminen prosessimalli.

Fosforikuorman arvot laskettiin erikseen keväälle ja syksyllä Hermanninsaaren puhdistamotarkkailun näytteidenottotulosten keskiarvona (FCG 2021). Raudan moolisuhde oli 3 Fe:P, keväällä ja syksyllä. Mallissa ferrosulfaatin syöttövirtaama oli tällöin 4 m³/vrk, jolla saatiin riittävä puhdistustulos, kun oletettiin että kiekkosuodatin puhdistaa lopun fosforin.

Puhdistamotarkkailujen ja Sahlstedtin ym. (2020) mukaisesti keväälle käytettiin simulointilämpötilana 9°C ja syksyllä 15°C. Lieteikä vaihteli myös, keväällä 16,6d ja syksyllä 20d. Taulukkoon 10 on kerätty simuloinnin lähtöarvot eriteltynä keväälle ja syksyllä. TCOD, TP on arvioitu FCG:n (2021) näytteidenoton ja keskiarvovirtaaman perusteella.

Taulukko 10. Simuloinnin lähtöarvot, vakiot

	Yksikkö	Kevät	Syksy
Virtaama	m ³ /vrk	13972	5382
Lämpötila	C°	9	15
TCOD		211	543
TP	g/m ³	3,2	7,5
Lieteikä	vrk	16,6	20
Ylijäämäliete	m ³ /vrk	496	412
BOD tilakuorma	kgBOD/m ³ /vrk	0,090	0,063
Jälkiselkeytysaltaan pintakuorma	m ³ /m ₂ h	3,0	3,0
Palautussuhde	%	96	250

Mallinnuksessa huomioitiin, ettei typpikuorma vesistöihin nousisi, jotta voitiin paremmin arvioida muuttuvan typpikuorman vaikutusta typenpuhdistusprosessiin. Tämä voitiin toteuttaa lisäämällä prosessiin metanolia. Metanolin käyttö työssä huomioitiin niin, että jos simuloidun puhdistustuloksen typpikuorma ylittänyt vuoden 2021 puhdistamotarkkailun vesistökuorman keskiarvon, ylittävä kuorma poistettiin metanolin avulla. Tällöin kasvanut typpikuorma näkyi vain metanolin kulutuksena. Bajwanin (2022) mukaan yhtä mg denitrifioitua nitraattityppeä kohden kuluu 3 mg metanolia. Metanolin kulutus laskettiin siten että, jos mallinnuksen ulostuleva typpikuorma ylitti puhdistamotarkkailuiden näytteenottojen keskiarvon, ylittävä osuus kerrottiin kolmella. Puhdistamotarkkailun perusteella vesistöön vapautuva typpikuorma oli keväälle 173 kg N/vrk ja syksyille 155 kg N/vrk (FCG 2021).

Hermanninsaaren puhdistamolla käytetään soodaa alkaliteetin nostoa varten. Sooda otettiin skenaarioissa huomioon metanolin tavoin ja tuloksissa ilmoitettiin, jos kulutus oli suurempaa kuin puhdistamotarkkailussa ilmoitettu määrä. Nitrifikaation alkaliteetin kulutus ja denitrifikaation alkaliteetin lisäys laskettiin Tchobanoglousin ym. (2004, 619–20) mukaisesti. Nitrifikaatio kuluttaa 7,14 mg alkaliteettia (CaCO₃)/gN ja denitrifikaatio palauttaa 3,57 mg alkaliteettia (CaCO₃)/gN. Tulosten arviointia varten varmistettiin, että seuraavat parametrit saavuttivat tarvittavat raja-arvot ammoniumtyppi 4,0 mg/l, kokonaisfosfori 0,3 mg/l.

3.3.2 Ympäristövaikutusten laskenta

Suorien typpioksiduulipäästöjen laskuun käytettiin kerrointa 0,016 kg N₂O/kg N_{influent} (IPCC 2019). IPCC (2014) mukaan typpioksiduulin ympäristövaikutuspotentiaali (global warming potential, GWP) on 265 kertainen hiilen verrattuna. Metanolille käytettiin työssä kerrointa 462 g CO₂-ekv./kg (Kajaste ym. 2018).

Työssä huomioitiin vain ilmastusenergian muutos. Ilmastusenergia laskettiin kaavan (5) mukaan. Maktabifardin ym. (2022) tutkimuksessa on neljälle suomalaiselle jätevedenpuhdistuslaitokselle käytetty omaa energian päästökerrointa. Tässä työssä käytettiin niiden keskiarvoa 0,24 kg CO₂-ekv. /kWh.

Ilmastusenergian laskeminen (Mikola 2020):

$$AE = \frac{S_O^{sat}}{1,8 \cdot 1000} \left(\sum_{i=1}^8 V_i K_L a_i \right) \quad (5)$$

Jossa,

S_O^{sat} = liukoisen hapen pitoisuus kylläisessä liuoksessa (dissolved oxygen concentration at saturation) = 8 [g/m³]

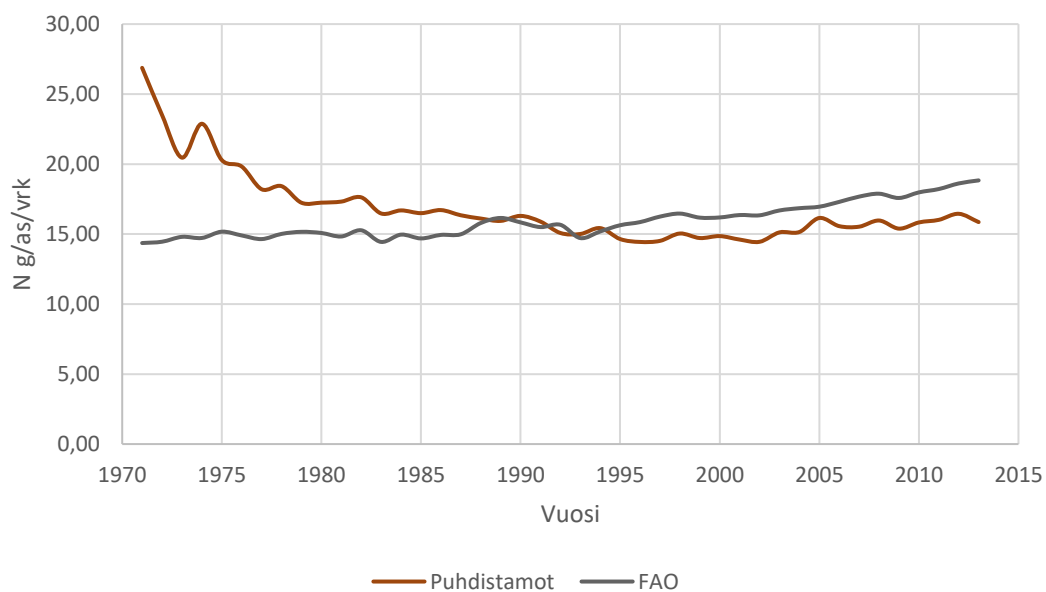
$K_L a_i$ = Hapen massasiirtokerroin reaktoreissa (Oxygen mass transfer coefficient in the reactors) ($i = 1, \dots, 8$) [1/d]

V_i = Reaktorin tilavuudet (Reactor volumes) [m³]

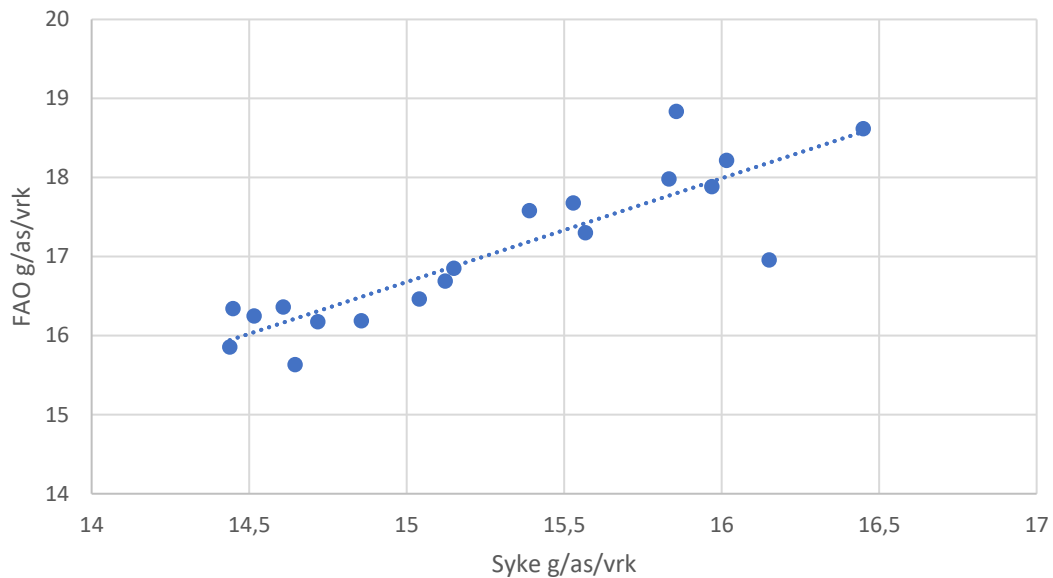
4 Tulokset ja niiden tarkastelu

4.1 Puhdistamoiden ja FAOn tilastojen perusteella tehty kalibrointi

Kuvassa Kuva 11 on esitetty SYKEN (Säylä 2015) ja FAOn (2001) tilastojen perusteella typpikuorma henkilöä kohden. SYKEN raportit edustavat puhdistamoille tulevaa typpikuormaa ja FAOn kulutettua ruoan määrää. Noin vuodesta 1995 FAOn ja puhdistamoiden henkilöä kohden lasketut typpikuormat on vertailukelpoisia. Kuormien suhde on noin 0,9 (puhdistamo/FAO). Korrelaatio puhdistamoiden ja FAOn tilastojen välillä voidaan huomata kuvasta Kuva 12. Tämän suhdekertoimen avulla saatiin kalibroitu FAOn kulutustilastot ja ruokavaliokenaarioisen proteiininkulutus puhdistamoille tulevaksi kuormaksi. Suhdelukua käytettiin ruokavaliokenaarioiden virhelähteiden huomioimiseen.



Kuva 11. Typpikuorman vertailu SYKEN ja FAOn tilastojen välillä



Kuva 12. Korrelaatio SYKEN ja FAOn tilastojen välillä 1995–2013.

Henkilöä kohden lasketun typpikuorman vaihtelu vaihteli ennen vuotta 1995 suuresti. Lapinlammen (2021) mukaan vesihuollon tilastointi on muuttunut lainsäädännöiden ja vesihuollonkäsitteen muutosten takia, mikä voi osaltaan vaikuttaa FAOn ja puhdistamoiden väliseen eroon ennen 90-lukua. Muita syitä voivat olla se, että 70-luvulla näytteenoton sijainti on saattanut olla huono eikä siitä ole saatu todellisuutta vastaavaa lukemaa veden laadusta. Voi olla myös, että sisäiset rejektivesikierröt olleet mukana näytteenotossa, mikä moninkertaistaa typpikuormaa. Ero tilastojen välillä voi selittyä myös sillä, että liittyjäluvut ovat nousseet paljon 70–80-luvulla (Lapinlampi ja Raassina 2002). Näiden tietojen perusteella voitiin olettaa, että ennen 90-lukua puhdistamoiden tiedot eivät ole luotettavia, joten niitä ei voitu käyttää. 90-luvun jälkeen typpikuormat alkavat olemaan luotettavampia, joten 1995-vuodesta eteenpäin voitiin olettaa korrelaatio FAOn ja puhdistamoiden välille. Esimerkiksi HS-veden (2022) mukaan tietyt mittaustavat virtaamasta voivat helposti näyttää liian suuria lukuja, joten mittaustulokset eivät aina ole luotettavia. Korkeaan henkilökohtaiseen kuormaan on voinut myös vaikuttaa teollisuuden osuus. Myös raportoinnin määrä ja laatu on voinut vaikuttaa puhdistamoiden keskenkin, jolloin tilastot eivät anna täysin luotettavia tietoja.

4.2 Mallinnustulokset

4.2.1 Typpikuormanmuutos

Taulukkoon 11 on laskettu skenaarioiden lähtötiedoista tulevan veden ominaiskuormat henkilöä kohden ja puhdistamolle tuleva typpikuorma Hermanninsaaren olosuhteissa. Puhdistamoille tulevat kuormat laskettiin kertoimen 0,9 avulla. Puhdistamolle tuleva typpikuorma vaihteli skenaarioissa 500 ja 930 kg N/vrk välillä. Ruokavaliosuosituksien mukaisilla ADER- ja THL17% skenaariolla kuorma laski 24 ja 16 %, mahdollisessa ja maksimiskenaariossa kuorma nousi 6 ja 42 % simuloituun nykytilanneskenaarioon verrattuna. Sahlstedin ym. (2020) raportissa on Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon tulevaisuuden typpikuormaa arvioitiin vuosille 2030 ja 2050. Kuormat näille vuosille olivat 720 ja 940 kg N/vrk. Luvut ovat samansuuntaisia kuin mahdollisessa ja maksimiskenaariossa.

Näiden tulosten perusteella voitiin arvioida proteiininkulutuksella olevan merkittävä vaikutus puhdistamoille tulevaan typpikuormaan. Jos puhdistamon toiminta ei muutu ja typenpoistoprosentti pysyy samana niin kuorma vesistöön nousee myös.

Taulukko 11. Skenaarioiden ominaiskuormat ja kokonaiskuormat

	Ravinnon ominais- kuorma	Koko Por- voon kuorma	Puhdistamolle tuleva ominais- kuorma	Puhdistamolle tuleva kuorma	Kuorman muutos
Skenaario	g N/hlö/vrk	kg N/vrk	g N/hlö/vrk	kg N/vrk	%
Nykytilanne	18,9	799	17,0	654	0 %
ADER	14,4	609	12,9	499	-24 %
THL 17 %	15,8	670	14,2	549	-16 %
Mahdollinen	20,1	849	18,0	695	6 %
Maksimi	26,7	1131	24,0	927	42 %

Typenpoistotulokset eri skenaarioille keväällä ja syksyllä ovat esitettyinä taulukossa 12 ja 13. Lämpötila vaikuttaa typenpoistoon ja se näkyi myös keväällä heikompana puhdistustuloksena kuin syksyllä. Kevään puhdistustulos oli 70–71 % ja syksyllä 87 % maksimiskenaariota lukuun ottamatta. Malli suoriutui suuremmista typpikuormista kiitettävästi. Syksyn maksimiskenaarion huonompi puhdistustulos näkyi myös muissa muuttujissa. Sarakkeessa kuusi vertailu on tehty vuoden 2021 puhdistamotarkastelun puhdistustulokseen. Viimeisessä sarakkeessa verrattiin tuloksia simuloituun nykytilanteeseen.

Kokonaistypen lupavaatimus 15 g N/m^3 ylittyi syksyn maksimiskenaariossa, mutta vesistön typpikuormaa tarkastellaan vuositasolla puhdistamoilla, joten yksittäinen ylitys ei ole ongelma. Puhdistamotarkkailun näytteidenoton perusteella vesistöön kohdistuva kokonaistyppikuorma syksyille oli 155 kg N/vrk ja keväälle 173 kg N/vrk (FCG 2021) vuonna 2021. Muutokset puhdistamotarkkailuiden tuloksiin ovat taulukoiden 12 ja 13 kuudensissa sarakkeissa. Näihin verrattuna keväällä typen vesistökuormitus olisi nykyskenaariossa 11 % suurempi kuin mittaustuloksissa ja ADER- ja THL17% -skenaarioissa kuorma olisi 16 ja 7 % pienempi. Mahdollisessa ja maksimiskenaariossa typpikuorma olisi 19 ja 63 % suurempi. Syksyn mallinnetuissa skenaarioissa typen vesistökuormitus olisi 40–60 % pienempi paitsi maksimiskenaariossa 16 % suurempi.

Kun verrattiin simuloituja skenaarioita puhdistamotarkkailuiden tuloksiin, saatiin paremmin kuvaa siitä, miten malli vastasi todellisuutta. Puhdistamotarkkailuissa typenpoistoprosentti vaihteli keväällä 70–80 % välillä ja syksyllä se oli noin 74 %. Syksyn malli toimi tähän verrattuna selkeästi paremmin, mikä näkyi myös suurempana erona todellisiin puhdistustuloksiin.

Taulukoiden 12 ja 13 viimeisissä sarakkeissa on tulosten vertailu simuloituun nykytilanteeseen. Tähän verrattuna keväällä typen vesistökuormitus väheni 33 ja 20 % ADER- ja THL17% -skenaarioissa ja kasvoi 6 ja 32 % mahdollisessa ja maksimiskenaariossa. Syksyn tulos simuloituun nykytilaan verrattuna ADER- ja THL17% -skenaarioissa laski 31 ja 19 % ja mahdollisessa ja maksimiskenaariossa nousi 6 ja 52 %. Maksimiskenaariosta huomataan, että syksyllä poistuleva kuorma kasvoi merkittävästi. Tähän vaikutti osittain puhdistustuloksen heikkeneminen ja korkea tulevan jäteveden typpipitoisuus.

Taulukko 12. Skenaarioiden typen puhdistustulokset keväältä 2021.

	Tulevan veden pitoisuus	Lähtevä pitoisuus	Lähtevä kuorma	Poistoteho	Lähtevän N-kuorman muutos näytteenottoon	Lähtevän N-kuorman muutos mallinnettuun nykytilaan
Skenaario	g N/m ³	g N/m ³	kg N/vrk	%	%	%
Nykytilanne	23,4	6,9	192	71 %	11 %	0 %
ADER	17,8	5,2	145	71 %	-16 %	-33 %
THL 17 %	19,7	5,7	161	71 %	-7 %	-20 %
Mahdollinen	24,9	7,3	205	70 %	19 %	6 %
Maksimi	33,2	10,1	281	70 %	63 %	32 %

Taulukko 13. Skenaarioiden typen puhdistustulokset syksyltä 2021.

	Tulevan veden pitoisuus	Lähtevä pitoisuus	Lähtevä kuorma	Poistoteho	Lähtevän N-kuorman muutos näytteenottoon	Lähtevän N-kuorman muutos mallinnettuun nykytilaan
Skenaario	g N/m ³	g N/m ³	kg N/vrk	%	%	%
Nykytilanne	60,8	7,9	85	87 %	-45 %	0 %
ADER	46,3	6,0	65	87 %	-58 %	-31 %
THL 17 %	51,0	6,7	72	87 %	-54 %	-19 %
Mahdollinen	64,6	8,4	91	87 %	-41 %	6 %
Maksimi	86,1	16,6	178	81 %	16 %	52 %

4.2.2 Typpikuorman vaikutus ilmastusilman määriin

Taulukossa 14 on koottuna kokonaisilmamäärien muutokset verrattuna mallinnettuun nykytilaan keväällä ja syksyllä eri skenaarioiden välillä. Kevään ja syksyn muutokset olivat samansuuntaisia. ADER- ja Thl17%-skenaarioissa kokonaisilmamäärä laski 7–13 % ja nousi mahdollisessa 3 % ja maksimissa 19–20%.

Taulukoissa 15 ja 16 on esitetty ilmastusaltaiden 6 ja 7 muutokset erikseen. Typpikuorman kasvu nosti myös ilmastusilman tarvetta ilmastusaltaissa. Syksyllä ilmastusilman muutokset olivat vähäisempiä, suurin ero oli maksimiskenaariossa. Keväällä ilmastusilman määrät olivat tasaisempia, mutta maksimiskenaariossa toisen altaan ilmamäärä nousi selkeästi, kun typpikuorma kasvoi.

Taulukko 14. Kokonaisilmastusilman määrät ja niiden muutokset keväälle ja syksyille

	K: Kokonaisilmamäärä	S: Kokonaisilmamäärä	K: Kokonaisilmamäärän muutos	S: Kokonaisilmamäärän muutos
Skenaario	m ³ /vrk, NTP	m ³ /vrk, NTP	%	%
Nykytilanne	30801	31962	0,0 %	0,0 %
ADER	27163	28703	-12,8 %	-10,2 %
THL 17 %	28396	29833	-7,8 %	-6,7 %
Mahdollinen	31742	32755	3,1 %	2,5 %
Maksimi	36643	38257	19,0 %	19,7 %

Taulukko 15. Ilmastusilmanmäärät ja niiden muutokset keväällä 2021

	Ilmastusilma, allas 6	Ilmastusilma, allas 7	Muutos nykytilanteeseen allas 6	Muutos nykytilanteeseen allas 7
Skenaario	m ³ /vrk, NTP	m ³ /vrk, NTP	%	%
Nykytilanne	18097	12705	0,0 %	0,0 %
ADER	16761	10402	-7,4 %	-18,1 %
THL 17 %	17224	11172	-4,8 %	-12,1 %
Mahdollinen	18412	13331	1,7 %	4,9 %
Maksimi	19752	16891	9,1 %	33,0 %

Taulukko 16. Ilmastusilmanmäärät ja niiden muutokset syksyllä 2021

	Ilmas- tusilma, al- las 6	Ilmas- tusilma, al- las 7	Muutos ny- kytilantee- seen allas 6	Muutos ny- kytilantee- seen allas 7
Skenaario	m ³ /vrk, NTP	m ³ /vrk, NTP	%	%
Nykytilanne	20517	11445	0,0 %	0,0 %
ADER	18690	10013	-8,9 %	-12,5 %
THL 17 %	19379	10454	-5,6 %	-8,7 %
Mahdollinen	20884	11872	1,8 %	3,7 %
Maksimi	23674	14583	15,4 %	27,4 %

4.2.3 Mallinnusolosuhteet muiden jäteveden parametrien osalta

Muiden mallinnusparametrien osalta tarkistettiin, että ne olivat mahdollisimman lähellä vaadittuja lukuaroja. Ammoniumtyypen pitoisuus vaatimus on lähtevässä vedessä puhdistamoilla yleisesti 4 mg/m³ (VHVSY 2022). Kevään ja syksyn osalta tulokset alittivat vaatimuksen. Fosforin osalta otettiin huomioon riittävä puhdistustulos ja oletettiin että kiekkosuodatin puhdistaa fosforinpitoisuuden riittävälle tasolle.

Fosforin osalta syksyn puhdistuksen taso on alle raja-arvon 0,3 g P/m³ maksimiskenaariota lukuun ottamatta. Kevään osalta vähäisiä ylityksiä fosforin raja-arvoon tapahtuu, mutta ylimenevä osuus oletetaan puhdistuvan kiekkosuodattimessa. Poistuvan veden fosforipitoisuuden nousuun vaikuttaa se, että malli olettaa biologiselle fosforinpoistolle suuremman roolin, kuin se todellisuudessa olisi rautakemikaalia käyttävällä puhdistamolla.

Mallin toiminnan kannalta huomioitiin, että BOD lietekuorma keväälle oli 0,056 kgBOD/kgVSSvrk ja syksyille 0,037 kgBOD/kgVSSvrk. Lisäksi taulukoon 19 on koottuna keväälle ja syksyille esiselkeytetyn veden BOD:TN ja COD:TN suhteet, sekä soodan kulutus. Soodan kulutus laskettiin vain, jos sen määrä kasvoi puhdistamotarkastelujen keskiarvosta. Puhdistamotarkasteluissa soodan keskiarvokulutus syksyille oli 159 kg/vrk ja keväälle 265 kg/vrk. Kulutus kasvoi ainoastaan syksyn maksimiskenaariossa 136 kg/vrk, sillä tulevan veden orgaanisen aineen pitoisuus oli kaikissa skenaarioissa sama, mikä alentaa hiilityppisuhdetta.

Taulukko 17. Muita muuttujia keväälle ja syksyille.

	K: Kokonaisammonium ulosvirtaamassa	S: Kokonaisammonium ulosvirtaamassa	K: Ammoniumkuorma	S: Ammoniumkuorma	K: Pkok ulosvirtaamassa	K: Ortofosfaatti, ulosvirtaamassa	S: Pkok ulosvirtaamassa	S: Ortofosfaatti, ulosvirtaamassa
Skenaario	g N/m ³	g N/m ³	kg/vrk	kg/vrk	g P/m ³	g P/m ³	g P/m ³	g P/m ³
Nykytilanne	1,81	0,53	9,7	2,8	0,35	0,20	0,23	0,076
ADER	1,68	0,52	9,0	2,8	0,24	0,09	0,22	0,063
THL 17 %	1,72	0,52	9,3	2,8	0,27	0,11	0,22	0,068
Mahdollinen	1,87	0,53	10,1	2,9	0,39	0,24	0,24	0,082
Maksimi	2,33	0,75	12,6	4,1	0,49	0,34	0,26	0,107

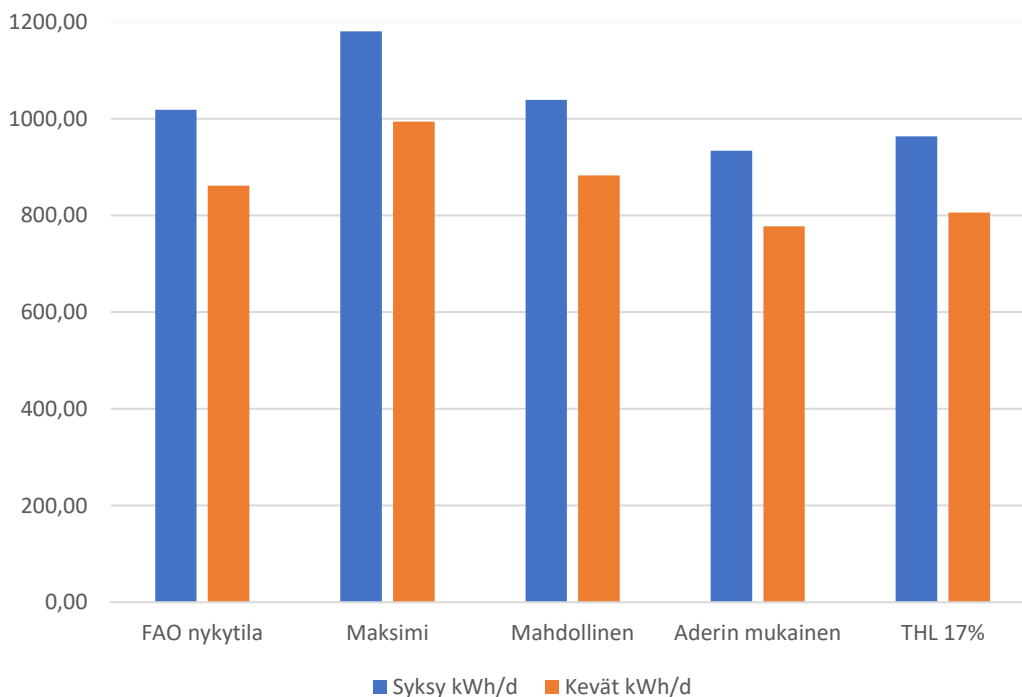
Taulukko 18. Kevään ja syksyn BOD:TN ja COD:TN sekä soodan kulutus

	K: Esiselkeytetyn veden BOD:TN-suhde	K: Esiselkeytetyn veden COD:TN-suhde	S: Esiselkeytetyn veden BOD:TN-suhde	S: Esiselkeytetyn veden COD:TN-suhde	K: Soodan kulutus	S: Soodan kulutus
Skenaario	mg/mg	mg/mg	mg/mg	mg/mg	kg/vrk	kg/vrk
Nykytilanne	2,65	5,46	1,99	3,53	ei nouse	ei nouse
ADER	3,43	7,07	2,56	4,54	ei nouse	ei nouse
THL 17 %	3,12	6,43	2,34	4,15	ei nouse	ei nouse
Mahdollinen	2,50	5,15	1,88	3,34	ei nouse	ei nouse
Maksimi	1,90	3,90	1,44	2,54	ei nouse	136

4.2.4 Energiankulutus

Energiankulutuksen tarkkailussa on työssä huomioitu vain ilmastusenergiassa tapahtuva muutos. Muiden jätevedenpuhdistuksen osioiden energiankulutuksiin ei analyysiosiossa kiinnitetty huomiota. Pumppausenergian vaikutusta kokonaisenergian kulutukseen tutkittiin lieteikää muuttamalla kolmelle eri skenaariolla syksylle ja keväälle. Tämän perusteella todettiin, ettei lieteiän muuttaminen vaikuttanut merkittävästi kokonaisenergian kulutukseen. Syksyllä lieteiän vaikutus kokonaisenergiankulutukseen oli 1,5 % ja keväällä 3 % luokkaa.

Kuvassa 14 on esitetty kevään ja syksyn ilmastusenergiat eri skenaarioissa. Kevään ilmastusenergian on keskimäärin 15 % vähemmän kuin syksyn. Muuten erot skenaarioissa kevään ja syksyn välillä ovat melko samankaltaisia. Syksyllä ammoniumtyyppä jäe nitrifioimatta 3–4 kg/vrk ja keväällä 9–13 kg/vrk, minkä vuoksi ilmaa kuluu syksyllä aerobisissa altaissa enemmän.



Kuva 13. Ilmastusenergian kulutus keväällä ja syksyllä.

4.2.5 Ympäristövaikutukset

Ympäristövaikutuksissa otettiin huomioon metanolin, typpioksiduulin ja ilmastusenergian ympäristövaikutukset. Laskettuja arvoja verrattiin mallinnettuun nykytilaan. Typpioksiduulipäästöt on listattu taulukkoon Taulukko

19 vuorokausi- ja vuosikohtaisesti. Muutos mallinnettuun nykytilanteeseen oli suoraan verrannollinen tulevaan typpikuormaan. Tämä johtui käytetystä IPCC:n kertoimesta, joka olettaa aktiivilieteprosessin N₂O-päästöjen verrannollisuuden. Todellisuudessa useat tekijät vaikuttavat N₂O päästöihin ja muistakin osista jätevedenpuhdistusta vapautuu N₂O, jolloin N₂O-kokonaispäästöjä ei voida tällä tavalla laskea.

Taulukko 19. Typpioksiduulipäästöt ja niiden hiilidioksidiekvivalentti.

	Typpioksi- duulipääs- töt	Typpioksi- duulipääs- töt	Typpioksi- duulin CO₂ päästöt	Muutos nyky- tilanteeseen
Skenaario	kg/vrk	t/v	t CO ₂ -ekv. /v	%
Nykytilanne	10,5	3,8	1013	0 %
ADER	8,0	2,9	772	-24 %
THL 17 %	8,8	3,2	850	-16 %
Mahdollinen	11,1	4,1	1076	6 %
Maksimi	14,8	5,4	1 435	42 %

Kevään metanolin kulutus laskettiin nykytilanteelle, mahdolliselle ja maksimiskenaariolle, sillä ADER- ja THL17%-skenaariossa typpikuorma laski (Taulukko 21). Syksyllä puhdistustulos oli parempi kuin puhdistamotarkastelun keskiarvo, joten metanolia tarvittiin vain maksimiskenaariolle. Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamolla ei lisätä metanolia, joten vertailukohdetta ei ole. Metanolin lisääminen kuitenkin kuvasti sitä, että jo mahdollisessa skenaariossa, jossa typpikuorma kasvaa 6 %, ympäristövaikutukset voivat olla merkittävät. Metanolin määrän laskemiseen kuitenkin vaikutti myös metanolin lisäyskohta prosessissa. Sitä voi kulua enemmän, jos syöttökohta on esimerkiksi aktiivilieteprosessi, missä happi kuluttaa sitä (Graan 2022). Myös näin suuren metanolin kulutuksen nousun yhteydessä mietittäisiin ensin kuitenkin muita tapoja parantaa typenpoistoa. On huomioitava myös, että ylimääräisen kemikaalin syöttäminen prosessiin on kallista. Metanolin hinta tonnia kohden vaihtelee 380-660€ (Methanol Institute 2022). Vesilaitosyhdistyksen (2016) mukaan hinta on 500€/t, jolloin vuosittaisen metanolin kulutuksen hinta voisi olla 33 450€.

Ilmastusenergian osalta tulokset näyttivät samanlaiselta kuin kokonaisilmamäärien muutokset. Keväällä ja syksyllä typpikuorman laskiessa myös ilmastusenergian kulutus laski ja sitä kautta sen ympäristöpäästöt. Typpikuorman noustessa ilmastusenergiankulutus kasvoi. Mahdollisessa skenaariossa kuitenkin nousu oli vähäistä. Maksimiskenaariossa nousua oli 15%, mikä aiheuttaa esimerkiksi noin 4 000 € lisäkuluja vuodessa, kun sähkön hinta on noin 70€/MWh (Energiateollisuus ry 2022).

Taulukko 20. Metanolin kulutus ja sen hiilidioksidiekvivalentti.

	K: Meta- nolin kulu- tus	S: Meta- nolin kulu- tus	K: Meta- nolin kulu- tuksen päästöt	S: Meta- nolin kulu- tuksen päästöt	Yhteensä	Muutos nykytilan- teeseen
Skenaario	kg/vrk	kg/vrk	kg CO ₂ -ekv. /vrk	kg CO ₂ -ekv. /vrk	t CO ₂ -ekv. /v	%
Nykytilanne	58,2	0,0	26,9	0	9,8	0 %
ADER	0,0	0,0	0	0	0	0 %
THL 17 %	0,0	0,0	0	0	0	0 %
Mahdollinen	97,5	0,0	45,0	0	16,4	67 %
Maksimi	324,7	71,9	150,0	33,2	66,9	581 %

Taulukko 21. Ilmastusenergiankulutus ja hiilidioksidiekvivalentti.

	K: Energi- ankulutus	S: Energi- ankulu- tus	K: Ympä- ristövaiku- tus	S: Ympä- ristövaiku- tus	K: Muutos nykytilaan	S: Muutos nykytilaan
Skenaario	kWh/vrk	kWh/vrk	t CO ₂ -ekv. /v	t CO ₂ -ekv. /v	%	%
Nykytilanne	862	1019	75	89	0 %	0 %
ADER	778	934	68	82	-10 %	-8 %
THL 17 %	807	964	71	84	-6 %	-5 %
Mahdollinen	883	1039	77	91	2 %	2 %
Maksimi	994	1181	87	103	15 %	16 %

4.2.6 Lieteiän vaikutus typenpoistoon

Kevään lieteiäksi valittiin 16,6d puhdistamotarkkailun tulosten perusteella, sillä tuleva typpikuorma on kohtuullisen korkea nykyskenaariossa ja etenkin maksimiskenaariossa. Kevään lieteikä voisi olla pidempi, jotta nitrifikaatio toimisi paremmin alhaisessa lämpötilassa. Liian korkealla lieteiällä lietettä kuitenkin karkaa prosessista, mikä alentaa puhdistustehoa ja kasvattaa ympäristöön joutuvaa ravinnekuormaa.

Lieteiän vaikutusta puhdistustehoon tutkittiin syksyn osalta, sillä laboratoriotutkimuksissa käytetty lieteikä vaihteli suuresti. Korkea typpipitoisuus syksyn suurella virtaamalla laski puhdistustulosta ja haluttiin ensin pidentää lieteikää ennemmin kuin poistaa ylimääräistä typpeä metanolilla. Tämän ja simulaatioiden perusteella päädyttiin syksyn lieteikään 20d. Aika on pitkä verrattuna kevääseen, mutta sillä saatiin parannettua typen poistoa niin, että puhdistustulos ei muuten ylittänyt raja-arvoja.

Lieteiän muuttaminen syksyllä kasvatti myös ilmaston määrää etenkin toisessa ilmastusaltaassa. Lyhemmällä lieteiällä ilmamäärä oli hieman matalampi, mikä laski typenpuhdistustulosta. Keväällä yhtä selkeää vaikutusta lieteiällä ei ollut ilmastukseen.

4.2.7 Lämpötilan vaikutus typenpoistoon

Lämpötilan vaikutusta tutkittiin työssä nykytilanteen lisäksi neljällä eri skenaariolla keväällä ja syksyllä. Näiden tulokset ovat nähtävillä taulukoissa Taulukko 22 ja Taulukko 23. Keväällä nykytilanne simuloitiin lämpötiloilla 7, 8, 9, 10 ja 11°C. Syksyn nykytila simuloitiin lämpötiloilla 13, 14, 15, 16 ja 17°C. Nykytilanteiden simulointilämpötilat olivat keväälle 9°C ja syksyille 15°C. Keväällä asteen lämpötilan lasku laski puhdistustulosta 1,5 % ja kahden asteen lasku 4,0 %. Lämpötilan nousu asteella paransi tulosta 1 % ja kaksi astetta 2 %. Syksyllä lämpötilan lasku laski puhdistustulosta vain 0,1 % per aste ja lämpötilan nousu nosti tulosta vain 0,1 %.

Ammoniumtypen määrissä oli suuremmat erot, sillä nitrifikaatio on herkempi lämpötilan vaihteluille. Keväällä lämpötilannousu nousi ammoniumkuormaa vesistöön 26–56 %. Lämpötilan lasku taas nosti vesistökuormaa 23–42 %. Syksyllä lämpötilan lasku nosti ammoniumin vesistökuormaa 13–25 % ja nosto laski sitä 13–27 %. Matalissa lämpötiloissa nitrifikaatio toimii huonommin, mikä selittää vaihtelut ammoniumin vesistökuormissa.

Lämpötilan muutoksella oli myös vaikutusta ilmastusilman määriin molemmissa ilmastusaltaissa. Kevään ilmamäärät ja niiden muutokset on esitetty taulukossa 23. Kevään ilmamäärät nousivat altaassa 6 2,9–5,6 % lämpötilan

noustessa ja laskivat 3–6,2 % lämpötilan laskiessa, mikä vaikuttaa normaallilta, sillä happi liukenee paremmin kylmään veteen. Altaaseen 7 lämpötilan muutoksella oli vähäisempi ero.

Syksyllä lämpötilan laskulla ensimmäisen ilmastusaltaan ilmamäärät laskivat noin 2,7–5,6 % ja toisen altaan nousivat 2,2–4,2 % (Taulukko 23). Lämpötilan nostaminen nosti myös ilmamääriä 2,6–5,0 % ja laski toisen altaan ilmamääriä 2,2–4,5 %.

Taulukko 22. Kevään ilmamäärien vaihtelu lämpötilan muuttuessa.

	Ilmas- tusilma, al- las 6	Ilmas- tusilma, al- las 7	Muutos nykytilan- teeseen al- las 6	Muutos nykyti- lantee- seen al- las 7
Skenaario	m ³ /vrk, NTP	m ³ /vrk, NTP	%	%
FAO nyky 11C	19169	12646	5,60 %	-0,46 %
FAO nyky 10C	18628	12715	2,85 %	0,08 %
FAO nyky 9C	18097	12705	0,00 %	0,00 %
FAO nyky 8C	17572	12581	-2,99 %	-0,98 %
FAO nyky 7C	17046	12288	-6,16 %	-3,39 %

Taulukko 23. Syksyn ilmamäärien vaihtelu lämpötilan muuttuessa.

	Ilmas- tusilma, al- las 6	Ilmas- tusilma, al- las 7	Muutos nykytilan- teeseen al- las 6	Muutos nykyti- lantee- seen al- las 7
Skenaario	m ³ /vrk, NTP	m ³ /vrk, NTP	%	%
FAO nyky 13C	19432	11948	-5,58 %	4,21 %
FAO nyky 14C	19974	11697	-2,72 %	2,16 %
FAO nyky 15C	20517	11445	0,00 %	0,00 %
FAO nyky 16C	21059	11196	2,57 %	-2,22 %
FAO nyky 17C	21594	10950	4,99 %	-4,52 %

4.2.8 Virhelähteet

Ruokavalioskenaarioita muodostettaessa väestön ikäjakauma ja aktiivisuus vaikuttavat suoraan energiankulutukseen ja näitä on mahdotonta arvioida tarkasti. Myös ihmisten työpaikat ja koulut voivat sijaita eri paikkakunnilla, mikä vaikuttaa jätevesien päätymiseen muualle kuin asuinkunnan viemäri-verkkoon. Tämä voi vaikuttaa jollain tasolla Porvoon Hermanninsaaren puhdistamon tunnuslukuihin. Säylän (2015) raportissa on otettu huomioon vain vakituisesti asuvat henkilöt. Ruokavalioskenaarioissa täytyy myös

huomioida, että luvut ovat keskiarvoja ja FAOn tiedot on laskettu koko kansan kulutuksen perusteella henkilöä kohden.

Henkilökohtaisten typpikuormien laskemisessa voi olla vaihtelua, sillä puhdistamoiden liittyjämäärät olivat hankalasti saatavilla. Ne saattoivat vaihdella riippuen lähteestä eivätkä ole johdonmukaisia tai niitä löytyi vain satunnaisille vuosille.

Merkittävä virhelähde oli myös malli, jota ei ole kalibroitu tarkasti ja tulevan veden oletettiin olevan SUMO1-mallin oletusarvojen mukainen. Nitrifikaatioon liittyvät mallit ja energiankulutuksen laskenta siihen liittyen ovat kuitenkin hyvin tunnettuja ja tutkittua, mikä lisää tulosten luotettavuutta. Malli myös yliarvioi tulevan veden helposti biohajoavan hiilen määrän (Sihvonen 2018), mikä vaikutti siihen, että metanolin tarve on oletettavasti aliarvioitu työssä.

5 Johtopäätökset

Työssä tutkittiin ruokavaliosuosituksia jätevedenpuhdistuksen kannalta ja kuinka ne vaikuttavat puhdistukseen. Lopputuloksena työ antaa teknisen näkökulman tuen ruokavaliosuositusten noudattamiselle ja ruoan kohtuulliselle kuluttamiselle. Työn tärkeimpänä tuloksena voidaan mainita ruokavalion ja jätevedenpuhdistamoille tulevan kuorman vahva yhteys. Tämä todettiin niin historiallisen datan kuin mallinnuksenkin pohjalta. Proteiininkulutusta vähentämällä on siis mahdollista pienentää puhdistamoiden kasvihuonekaasupäästöjä sekä vesistöön kohdistuvaa typpikuormaa. Tässä työssä proteiinin alkuperällä ei ollut väliä, onko se eläin- tai kasviperäistä.

Kokonaiskuvaa tarkasteltaessa yksilöiden kulutustottumuksilla voi olla suurikin merkitys ruoan typpi- ja fosforipäästöihin. Ruokavalion muutokseen vaikuttavat suuressa mittakaavassa tulotaso, väestön kasvu ja mitä ruokaa tuotetaan ja mitä vaihtoehtoja on tarjolla esimerkiksi maantieteellisestä sijainnista riippuen. Yksilötasolla henkilökohtaiset tavat ja tottumukset vaikuttavat myös kulutustottumuksiin. Vaikuttavia tekijöitä on paljon, eikä muutoksen syyksi voida nimetä vain muutamaa.

Kokonaistyyppi- ja fosforijalanjälkien näkökulmasta olisi myös kestävämpää syödä suositusten mukaisesti proteiinia ja vähemmän lihaa. Jäteveden näkökulmasta fosforin kannalta ruokavalion koostumuksen merkitys on pienekö, mutta kokonaisfosforijalanjälkeä tarkkailtaessa kasviperäisen ruokavalion noudattaminen on kestävämpää. Typpi- ja fosforipäästöjen vähentämisen ja niiden jalanjälkien pienentämisen tärkeimpinä tekijöinä ovat ruokavalion kestävämpien ratkaisujen ja muutoksien tekeminen. Lihatuotteiden kuluttaminen on ympäristölle raskaampaa kuin kasviperäisten. Huomiota on kiinnitettävä myös ylikuluttamisen hillitsemiseen.

Työn mallinnusosiossa tutkittiin typpikuorman muuttumisen käyttäytymistä jätevedenpuhdistamolla. Suositusten mukaiset ruokavaliot vähensivät typpikuormaa 16–24 % ja proteiinin kulutuksen lisääntymistä ennustavat tulevaisuusskenaariot lisäsivät sitä 6–42 %. Voidaan kuitenkin todeta, että tulokset olivat suuntaa antavia. Muuttuva typpikuorma vaikutti jätevedenpuhdistamoilta vapautuviin typpioksiduuli-, metanoli- ja ilmastusenergian päästöihin. Typpioksiduulipäästöt olivat suoraan verrannolliset tulevaan typpikuormaan. Metanolin kulutus voi nousta jopa 581 % typpikuorman kasvaessa 42 %. Ilmastusenergian määrä laski suositusten mukaisissa skenaarioissa 7–13 % ja nousi tulevaisuusskenaarioissa 3–20 %, mikä voi nostaa energiankulutuksen ympäristöpäästöjä 2–16 %.

Jatkotutkimusehdotuksina samanlainen tutkimus fosforin kannalta olisi mielenkiintoinen, jotta voitaisiin arvioida esimerkiksi ruoan ylikulutuksen

vaikutusta jätevedenpuhdistamoiden toimintaan ja vesistökuormaan. Myös kasvi- ja eläinperäisten ruokavalioiden erojen tarkastelua jätevedenpuhdistamoiden näkökulmasta voisi Metsonin ym. (2016) artikkelin perusteella olla aiheellista. Ruokavaliokeskustelu on kuitenkin pinnalla, ja ruoan tuotannolla on merkittäviä ympäristövaikutuksia.

Lähteet

- Aalto, Kristiina. 2018. ”Elintarvikkeiden kulutus kotitalouksissa vuonna 2016 ja muutokset vuosista 2012, 2006 ja 1998”, Valtiotieteellisen tiedekunnan julkaisuja, 2018 (80): 77.
- Atwater, Wilbur Olin. 1910. *Principles of Nutrition and Nutritive Value of Food*. U.S. Department of Agriculture.
- AVI. 2021. ”Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon ympäristöluvan lupaaääräyksen 2 mukainen selvitys”. Aluehallintovirasto, etelä-Suomi.
- Bajwa, Novpreet. 2022. ”Methanol Use in Denitrification - Why Do Some Wastewater Treatment Plants Need To Remove Nitrogen”, 4.
- Behrens, Paul, Jessica C. Kiefe-de Jong, Thijs Bosker, João F. D. Rodrigues, Arjan de Koning, ja Arnold Tukker. 2017. ”Evaluating the Environmental Impacts of Dietary Recommendations”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (51): 13412–17. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711889114>.
- Braun, Elizabeth, UNEP, ja Woods Hole Research Center, toim. 2007. *Reactive Nitrogen in the Environment: Too Much or Too Little of a Good Thing*. Paris Falmouth, MA: UNEP DTIE, Sustainable Consumption and Production (SCP) Branch.
- Bruinsma, Jelle. 2003. ”WORLD AGRICULTURE : TOWARDS 2015/2030 AN FAO PERSPECTIVE”. Food and Agriculture Organization (FAO). <https://www.fao.org/3/y4252e/y4252e.pdf>.
- Buttriss, Judith, ja Helen Riley. 2013. ”Sustainable Diets: Harnessing the Nutrition Agenda”. *Food Chemistry* 140 (3): 402–7. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.01.083>.
- Cordell, Dana, Jan-Olof Drangert, ja Stuart White. 2009. ”The Story of Phosphorus: Global Food Security and Food for Thought”. *Global Environmental Change, Traditional Peoples and Climate Change*, 19 (2): 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>.
- Cordell, Dana, D Schmid-Neset, D Whiteb, ja J Drangerta. 2009. *Preferred future phosphorus scenarios: a framework for meeting long-term phosphorus needs for global food demand Int. Conf. on Nutrient Recovery from Wastewater Streams*. Vancouver.
- Čuček, Lidija, Jiri Klemeš, ja Zdravko Kravanja. 2012. ”Carbon and nitrogen trade-offs in biomass energy production”. *Clean Technologies and Environmental Policy* 14 (kesäkuuta): 389–97. <https://doi.org/10.1007/s10098-012-0468-3>.
- Dijk, Michiel van, Tom Morley, Marie Luise Rau, ja Yashar Saghai. 2021. ”A Meta-Analysis of Projected Global Food Demand and Population at Risk of Hunger for the Period 2010–2050”. *Nature Food* 2 (7): 494–501. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00322-9>.
- Energiateollisuus ry. 2022. ”Sähkötillastot”. Energiateollisuus. 2022. <https://energia.fi/tilastot/sahkotilastot>.
- Eriksson Hägg, Hanna, Christoph Humborg, Carl-Magnus Mörth, Miguel Rodriguez Medina, ja Fredrik Wulff. 2010. ”Scenario Analysis on Protein Consumption and Climate Change Effects on Riverine N Export

- to the Baltic Sea.” *Environmental Science & Technology* 44 (7): 2379–85. <http://dx.doi.org/10.1021/es902632p>.
- FAO. 1994. ”Fats and Oils in Human Nutrition”. Food and Agriculture Organization (FAO) and World Health Organization. <https://www.fao.org/3/V4700E/V4700E00.htm#Contents>.
- . 2001. ”Food balance sheets - A Handbook”. Rome: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. <https://www.fao.org/3/x9892e/x9892e00.pdf>.
- . 2003. ”FAO FOOD AND NUTRITION PAPER 77; Food Energy - Methods of Analysis and Conversion Factors”. 2003. <https://www.fao.org/3/Y5022E/y5022e00.htm#Contents>.
- , toim. 2019. *Safeguarding against Economic Slowdowns and Downturns*. Vsk. 2019. The State of Food Security and Nutrition in the World 2019. Rome: FAO.
- FCG. 2020. ”Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon päästötarkkailu - PDF Ilmainen lataus.pdf”. Helsinki: FCG Finnish Consulting Group Oy.
- . 2021. ”Puhdistamotarkkailu”.
- Fogelholm, Mikael, Paula Hakala, Raija Karan, Sanna Kiuru, Sirpa Kurppa, ja Heli Kuusipalo. 2018. ”Terveyttä Ruoasta! - Suomalaiset ravitsemussuositukset 2014”. Terveyttä ruoasta. Helsinki: Valtion ravitsemusneuvottelukunta 2014. https://www.ruokavirasto.fi/globalassets/teemat/terveytta-edistava-ruokavalio/kuluttaja-ja-ammattilaismateriaali/julkaisut/ravitsemussuositukset_2014_fi_web_version_5.pdf.
- Gao, Bing, Yunfeng Huang, Wei Huang, Yalan Shi, Xuemei Bai, ja Shenghui Cui. 2018. ”Driving Forces and Impacts of Food System Nitrogen Flows in China, 1990 to 2012”. *Science of The Total Environment* 610–611 (tammikuuta): 430–41. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.071>.
- Graan, Marina. 2022. *Suullinen tiedonanto*.
- Hall, Nicolette G., ja Hettie C. Schönfeldt. 2013. ”Total Nitrogen vs. Amino Acid Profile as Indicator of Protein Content of Beef”. *Food Chemistry*, 9th International Food Data Conference: Food Composition and Sustainable Diets, 140 (3): 608–12. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2012.08.046>.
- Harjunmaa, Ulla. 2009. ”Current Growth Patterns of Finnish Children Aged 0 to 4 Years”. Tampereen yliopisto.
- Hayashi, Kentaro, Azusa Oita, Luis Lassaletta, Junko Shindo, Hideaki Shibata, Gen Sakurai, ja Sadao Eguchi. 2018. ”Reducing Nitrogen Footprints of Consumer-Level Food Loss and Protein Overconsumption in Japan, Considering Gender and Age Differences”. *Environmental Research Letters* 13 (12): 124027. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aec63>.
- Helldan, Anni, Susanna Raulio, Mikko Kosola, Heli Tapanainen, Marja-Leena Ovaskainen, ja Suvi Virtanen. 2013. ”Finravinto 2012 -tutkimus”. Terveysten ja hyvinvoinnin laitos.

- https://thl.fi/documents/10531/3917730/FR2012_Fin-Diet.pdf/obd562de-3a69-4169-bb8f-b7d57447013c.
- Henze, M, P Harremoës, J la Cour Jansen, ja E Arvin. 2002. *Wastewater treatment, Biological and Chemical Processes*. 3rd p. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Holmberg, Jennifer, Marja Anttila-Huhtinen, ja Janne Raunio. 2021. "PORVOON EDUSTAN MERIALUEEN YHTEISTARKKAILUN VUOSIRAPORTTI 2020". 296. Kymijoen vesi ja ympäristö ry. https://www.porvoo.fi/library/files/608fbo20ed6b975cbf000020/Porvoo_2020.pdf.
- HS, Heli Saavalainen. 2020. "Proteiiniruuuan suosiminen näkyy jätevesissä, ja seuraukset ovat Itämerelle synkät". Helsingin Sanomat. 28. tammi-kuuta 2020. <https://www.hs.fi/kotimaa/art-2000006386704.html>.
- HS, Pelli Petja. 2021. "HS Ympäristö | Jätevedet paljastavat hämmäntävän muutoksen asukkaiden ruokavaliosta Helsingin seudulla – "Kyllähän se välipalahyllyllä on esillä"". Helsingin Sanomat. 2. joulukuuta 2021. <https://www.hs.fi/kaupunki/art-2000008447276.html>.
- HS-vesi. 2022. *Suullinen tiedonanto*.
- HSY. 2019. "Typpikuormitus ja proteiinin syönti". <https://www.sttinfo.fi/data/attachments/00230/a82c1487-6af5-4265-bf1e-824ce31d2d9a.pdf>.
- IPCC. 2015. *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Toimittanut R. K. Pachauri ja Leo Mayer. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- . 2019. "Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories."
- Itämeri.fi. 2020. "Ravinteet vaikuttavat Itämeren rehevöitymistilaan – Itämeri." 2020. https://itameri.fi/fi-FI/Luonto_ja_sen_muutos/Itameren_tila/Rehevoityminen/Ravinteet_ja_niiden_suhteet.
- Kajaste, Raili, Markku Hurme, Pekka Oinas, Raili Kajaste, Markku Hurme, ja Pekka Oinas. 2018. "Methanol-Managing Greenhouse Gas Emissions in the Production Chain by Optimizing the Resource Base". *AIMS Energy* 6 (6): 1074–1102. <https://doi.org/10.3934/energy.2018.6.1074>.
- Kalmykova, Yuliya, Robin Harder, Helena Borgstedt, ja Ingela Svanäng. 2012. "Pathways and Management of Phosphorus in Urban Areas". *Journal of Industrial Ecology* 16 (6): 928–39. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00541.x>.
- Klemes, Jiri. 2015. *Assessing and Measuring Environmental Impact and Sustainability*. 1. Oxford, England ; Waltham, Massachusetts : Butterworth-Heinemann. <https://learning.oreilly.com/library/view/assessing-and-measuring/9780127999685/xhtml/chp006.xhtml>.
- Koponen, Päivikki, Katja Borodulin, Annamari Lundqvist, Katri Sääksijärvi, ja Seppo Koskinen. 2018. "Terveys, toimintakyky ja hyvinvointi Suomessa - FinTerveys 2017 -tutkimus". Helsinki: Terveiden ja hyvinvoinnin laitos. https://www.julkari.fi/bitstream/handle/10024/136223/Rap_4_2018_FinTerveys_verkko.pdf?sequence=1&isAllowed=y.

- Lapinlampi, Toivo. 2021. "Vesihuoltolaitokset 1970–2014". 21. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 21/2021. Helsinki: Suomen ympäristökeskus.
- Leach, Allison M., James N. Galloway, Albert Bleeker, Jan Willem Erisman, Richard Kohn, ja Justin Kitzes. 2012. "A Nitrogen Footprint Model to Help Consumers Understand Their Role in Nitrogen Losses to the Environment". *Environmental Development* 1 (1): 40–66. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2011.12.005>.
- Liu, Qian, Jingmeng Wang, Zhaohai Bai, Lin Ma, ja Oene Oenema. 2017. "Global animal production and nitrogen and phosphorus flows". *Soil Research* 55 (tammikuuta). <https://doi.org/10.1071/SR17031>.
- Luonnonvarakeskus. 2020. "Ravintotase | Luonnonvarakeskuksen tilastot". 2020. https://stat.luke.fi/ravintotase-2019-lopullinen-ja-ennakko-2020_fi.
- Ma, L., W. Q. Ma, G. L. Velthof, F. H. Wang, W. Qin, F. S. Zhang, ja O. Oenema. 2010. "Modeling Nutrient Flows in the Food Chain of China". *Journal of Environmental Quality* 39 (4): 1279–89. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0403>.
- Maktabifard, Mojtaba, Alexis Awaitey, Elina Merta, Henri Haimi, Ewa Zabrowska, Anna Mikola, ja Jacek Makinia. 2022. "Comprehensive Evaluation of the Carbon Footprint Components of Wastewater Treatment Plants Located in the Baltic Sea Region". *Science of The Total Environment* 806 (helmikuuta): 150436. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150436>.
- Mariotti, François, Daniel Tomé, ja Philippe Patureau Mirand. 2008. "Converting Nitrogen into Protein—Beyond 6.25 and Jones' Factors". *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 48 (2): 177–84. <https://doi.org/10.1080/10408390701279749>.
- Martinez, Sara, Sergio Alvarez, Ruben Martinez Marin, ja Maria del Mar Delgado. 2019. "Food Consumption Contribution to Nitrogen Pollution of Cities in Northern and Southern Europe". *Sustainable Cities and Society* 50 (lokakuuta): 101655. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101655>.
- Methanol Institute. 2022. "Methanol Price|Methanol Institute|www.Methanol.Org". *METHANOL INSTITUTE* (blog). 2022. <https://www.methanol.org/methanol-price-supply-demand/>.
- Metson, Geneviève S., Elena M. Bennett, ja James J. Elser. 2012. "The Role of Diet in Phosphorus Demand". *Environmental Research Letters* 7 (4): 044043. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044043>.
- Metson, Geneviève S., Dana Cordell, ja Brad Ridoutt. 2016. "Potential Impact of Dietary Choices on Phosphorus Recycling and Global Phosphorus Footprints: The Case of the Average Australian City". *Frontiers in Nutrition* 3 (elokuuta). <https://doi.org/10.3389/fnut.2016.00035>.
- Metson, Geneviève S., David M. Iwaniec, Lawrence A. Baker, Elena M. Bennett, Daniel L. Childers, Dana Cordell, Nancy B. Grimm, J. Morgan Grove, Daniel A. Nidzgorski, ja Stuart White. 2015. "Urban Phosphorus Sustainability: Systemically Incorporating Social, Ecological, and

- Technological Factors into Phosphorus Flow Analysis”. *Environmental Science & Policy* 47 (maaliskuuta): 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.10.005>.
- Mikola, Anna. 2020. ”Process control”.
- Moorthi, Ranjani N., Cheryl L. H. Armstrong, Kevin Janda, Kristen Ponsler-Sipes, John R. Asplin, ja Sharon M. Moe. 2014. ”The Effect of a Diet Containing 70% Protein from Plants on Mineral Metabolism and Musculoskeletal Health in Chronic Kidney Disease”. *American Journal of Nephrology* 40 (6): 582–91. <https://doi.org/10.1159/000371498>.
- Morée, A. L., A. H. W. Beusen, A. F. Bouwman, ja W. J. Willems. 2013. ”Exploring Global Nitrogen and Phosphorus Flows in Urban Wastes during the Twentieth Century”. *Global Biogeochemical Cycles* 27 (3): 836–46. <https://doi.org/10.1002/gbc.20072>.
- Nixon, Scott W. 1995. ”Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns”. *Ophelia* 41 (1): 199–219. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>.
- Parikka, S, T Koskela, H Kilpeläinen, L Hedman, S Koskinen, ja A Lounamaa. 2020. ”Kansallisen terveysterveys-, hyvinvointi ja palvelututkimus FinSote perustulokset 2020.” Terveysterveys- ja hyvinvoinnin laitos. <https://www.terveytemme.fi/finsote/2020/index.html>.
- Patama, Saara. 2021. ”Suomalaisten lihankulutuksen useus ja siihen vaikuttavat tekijät”. Maisterin tutkielma, Helsinki: Helsingin yliopisto.
- Pietiläinen, Olli-Pekka, Riina Antikainen, Maria Holmberg, Jussi Kauppila, Pirkko Kauppila, Tellervo Ketola, Päivi Korpinen, ym. 2009. ”Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila”. 46. Suomen ympäristö. Helsinki: Syke.
- Porkka, Miina, Matti Kummu, Stefan Siebert, ja Olli Varis. 2013. ”From Food Insufficiency towards Trade Dependency: A Historical Analysis of Global Food Availability”. Toimittanut John P. Hart. *PLoS ONE* 8 (12): e82714. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082714>.
- Porvoon vesi. ei pvm. ”Tietoa jätevedestä ja jätevedenkäsittelystä”. Porvoon vesi. Viitattu 22. maaliskuuta 2022. <https://porvoonvesi.fi/porvoonvesi/tietoa-vesihuollosta/tietoa-jatevedesta-ja-jatevedenkasittelysta/>.
- Sahlstedt, Kristian, Paula Seppälä, Iida Sormanen, Petri Nissinen, ja Maija Vilpanen. 2020. ”101011350_Hermanninsaari_Toiminta-analyysi_revC_huoltotoimenpiteet.pdf”. Vantaa.
- Scialla, Julia J., Lawrence J Appel, Myles Wolf, Wei Yang, Xiaoming Zhang, Stephen M. Sozio, Edgar R. Miller, ym. 2012. ”Plant Protein Intake Is Associated with Fibroblast Growth Factor 23 and Serum Bicarbonate in Patients with CKD: The Chronic Renal Insufficiency Cohort Study”. *Journal of Renal Nutrition* 22 (4): 379–388.e1. <https://doi.org/10.1053/j.jrn.2012.01.026>.
- Sekula, W, W Becker, Antonia Trichopoulou, ja G Zajkas. 1991. ”Comparison of dietary data from different sources: some examples”. *WHO regional publications. European series* 34 (helmikuuta): 91–117.

- Shibata, Hideaki, James N. Galloway, Allison M. Leach, Lia R. Cattaneo, Laura Cattell Noll, Jan Willem Erisman, Baojing Gu, ym. 2017. "Nitrogen Footprints: Regional Realities and Options to Reduce Nitrogen Loss to the Environment". *Ambio* 46 (2): 129–42. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-016-0815-4>.
- Sihvonen, Maija. 2018. "Jätevedenkäsittelyn energia- ja resurssitehokkuuden parantaminen dynaamisen prosessimallinnuksen avulla". Espoo: Aalto-yliopisto.
- SVT. 2022. "Suomen virallinen tilasto (SVT): Maatalouden tuotantovälineiden ostohintaindeksi [verkkojulkaisu]." Suomen virallinen tilasto. https://pxnet2.stat.fi/PXWeb/pxweb/fi/StatFin/StatFin__hin__ttohi/statfin_ttohi_pxt_11gy.px/table/table-ViewLayout1/.
- Säylä, Jonne. 2015. "Yhdyskuntien jätevesien puhdistus 2013" 2015: 30.
- Tchobanoglous, George, Franklin L. Burton, H. David Stensel, ja Metcalf & Eddy, Inc, toim. 2004. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th ed. McGraw-Hill Series in Civil and Environmental Engineering. Boston, MA: McGraw-Hill.
- THL. 2019. "Terveystietokeskus ja hyvinvoinnin laitos, Kansanterveyden edistäminen -yksikkö. Fineli. Elintarvikkeiden koostumustietokanta. Versio 20." 2019. <https://fineli.fi/fineli/fi/elintarvikkeet/>.
- . 2021. "Proteiinit". Terveystietokeskus ja hyvinvoinnin laitos. 10. maaliskuuta 2021. <https://thl.fi/fi/web/elintavat-ja-ravitseminen/ravitseminen/mitaruoka-sisaltaa/proteiinit>.
- Tilastokeskus. 2021. "Tilastokeskus - Tilastot aiheittain - Väestörakenne". 2021. <https://www.stat.fi/til/vaerak/meta.html>.
- . 2022. "Väestörakenne, Tilastokeskus". 18. tammikuuta 2022. https://pxnet2.stat.fi/PXWeb/pxweb/fi/StatFin/StatFin__vrm__vaerak/statfin_vaerak_pxt_11ra.px/table/table-ViewLayout1/.
- Tilman, David, ja Michael Clark. 2014. "Global Diets Link Environmental Sustainability and Human Health". *Nature* 515 (7528): 518–22. <https://doi.org/10.1038/nature13959>.
- Trygar, Ron. 2009. "NITROGEN CONTROL IN WASTEWATER TREATMENT PLANTS - Second Edition". University of Florida.
- Ukkonen, Petri. 2021. "Lecture Slides Energy and Cost in Modelling".
- Van Drecht, G., A. F. Bouwman, J. Harrison, ja J. M. Knoop. 2009. "Global Nitrogen and Phosphate in Urban Wastewater for the Period 1970 to 2050: N AND P IN URBAN WASTE WATER". *Global Biogeochemical Cycles* 23 (4): n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2009GB003458>.
- VHVSY. 2022. "Yhdyskuntapuhdistamot". Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry. 2022. <http://www.vhvsy.fi/sivut/Yhdyskuntapuhdistamot>.
- Viitakangas, Hanna. 2019. "Kasvi- ja eläinproteiinipainotteisen ruokavalion vaikutus fosforin saantiin ja fosfaattiyhdisteen vaihteluun — 12 viikon interventiotutkimus terveillä aikuisilla". Helsinki: Helsingin yliopisto.

- VVY. 2014. ”Puhtaan veden tekijät - Jätevesien puhdistaminen Suomessa”. 2014. https://www.vvy.fi/site/assets/files/1086/vvy_puhtaan_veden_tekijat_netti.pdf.
- . 2016. ”Teknis-taloudellinen tarkastelu jätevesien käsittelyn tehostamisesta Suomessa”. 42. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja. Helsinki. https://www.vvy.fi/site/assets/files/1666/jatevedenkasittelyn_teknis-taloudellinen_selvitys_21042016.pdf.
- WHO. 2013. ”Finland - WHO Country Profile”. World Health Organization. https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0008/243296/Finland-WHO-Country-Profile.pdf.
- WHO, FAO, ja UNU, toim. 2007. *Protein and Amino Acid Requirements in Human Nutrition: Report of a Joint WHO/FAO/UNU Expert Consultation*. WHO Technical Report Series 935. Geneva: WHO.