



TEKNILLINEN TIEDEKUNTA

# **KARBAMATSEPIININ POISTAMINEN JÄTEVESISTÄ**

Satu Ylinampa

YMPÄRISTÖTEKNIikka

Kandidaatintyö

Kesäkuu 2024

# TIIVISTELMÄ

Karbamatsepiinin poistaminen jätevesistä

Satu Ylinampa

Oulun yliopisto, Prosessi- ja ympäristötekniikan tutkinto-ohjelma

Kandidaatintyö 2024, 35 s.

Työn ohjaaja yliopistolla: Heini Postila

Tässä kandidaatintyössä käsiteltiin lääkeaine karbamatsepiinin esiintymistä jätevedessä. Kandidaatintyön tavoitteena oli selvittää tehokkaimpia menetelmiä poistaa karbamatsepiinia jätevesistä. Karbamatsepiini on yleisimmin epilepsian hoitoon käytetty lääkeaine, joka on osoittautunut hyvin pysyväksi yhdisteeksi ja hankalaksi poistaa perinteisillä jätevedenpuhdistusmenetelmillä. Työ toteutettiin kirjallisuuskatsauksena.

Työn teoriaosassa käsiteltiin ensin jätevedenpuhdistusprosesseista yleisellä tasolla sekä esiteltiin joitain täydentäviä jätevedenpuhdistusmenetelmiä, joita on testattu karbamatsepiinin poistamiseksi. Jätevedenpuhdistusprosessien jälkeen työssä tarkasteltiin jätevedestä löytyviä haitallisia aineita sekä niiden lähteitä. Erilaisten haitallisten aineiden käsittelyn jälkeen keskityttiin itse karbamatsepiiniin, sen lähteisiin, kemiallisiin ominaisuuksiin sekä ympäristövaikutuksiin. Lopuksi käsiteltiin tekijöitä, jotka vaikuttavat karbamatsepiinin poistumistehokkuuteen sekä menetelmiä, joilla karbamatsepiinia on eri tutkimuksissa pyritty poistamaan.

Tehokkaimmiksi menetelmiksi poistaa karbamatsepiinia osoittautuivat AOP-menetelmät, eli yhdistelmähapetustekniikat, joissa yhdistellään erilaisia hapetustekniikoita, katalyyttejä ja/tai UV-säteilyä. Perinteiset jätevedenpuhdistamon prosessit eivät oleet tehokkaita poistamaan karbamatsepiinia, sillä niissä puhdistustehokkuus oli keskimäärin 5 prosenttia. Parhaimmat puhdistustulokset saatiin aikaan olosuhteissa, jotka eivät vastaa todellisia olosuhteita jätevedenpuhdistamoilla. Tällöin päästiin yli 90 prosentin poistotehokkuuteen. Vaikka näin hyviin tuloksiin päästään laboratorio-olosuhteissa, tarvitaan lisää tutkimusta parhaista poistotekniikoista, jotka toimivat suuressa mittakaavassa ja todellisuutta vastaavissa olosuhteissa.

Karbamatsepiinin ei ole havaittu aiheuttavan akuutteja ympäristöongelmia niillä pitoisuuksilla, mitä sitä esiintyy ympäristössä (ng/l). Ilmastonmuutoksen aiheuttamat muutokset ympäristössä ja eri lääkeaineiden väliset vuorovaikutukset voivat kuitenkin vaikuttaa karbamatsepiinin ympäristövaikutuksiin. Hyödyllistä olisikin saada lisää tutkimusta karbamatsepiinin ja muiden ympäristössä esiintyvien yhdisteiden yhteisvaikutuksista erityisesti pitkällä aikavälillä.

*Asiasanat: jätevedenpuhdistus, lääkeainejäämät, karbamatsepiini*

# ABSTRACT

Carbamazepine removal from wastewaters

Satu Ylinampa

University of Oulu, Degree Programme of Environmental Engineering

Bachelor's thesis 2024, 35 pp.

Supervisor at the university: Heini Postila

This bachelor's thesis addressed the presence of the pharmaceutical carbamazepine in wastewater. The aim of the thesis was to identify the most effective methods to remove carbamazepine from wastewater. Carbamazepine, the most used drug for treating epilepsy, has proven to be a very persistent compound and difficult to remove with traditional wastewater treatment processes. The work was conducted as a literature review.

The theoretical part of the work began with a general overview of wastewater treatment processes and introduced some advanced treatment methods that have been tested for the removal of carbamazepine. Following the discussion on wastewater treatment processes, the thesis examined harmful substances commonly found in wastewater and their sources. After discussing various harmful substances, the focus shifted to carbamazepine itself, its sources, chemical properties, and environmental impacts. Finally, the factors affecting the removal efficiency of carbamazepine and the methods used in different studies to remove it were reviewed.

The most effective methods for removing carbamazepine were found to be advanced oxidation processes (AOP). AOP-methods use different combinations of oxidation techniques, catalysts and/or UV radiation. Traditional wastewater treatment processes were not effective in removing carbamazepine, with an average removal efficiency of 5 percent. The best results were achieved under conditions that do not reflect the real conditions in wastewater treatment plants, achieving over 90 percent removal efficiency. Although such high results are achieved in laboratory conditions, more research is needed to identify the best removal techniques that work on a large scale and under real conditions.

Carbamazepine has not been observed to cause acute environmental problems at the concentrations found in the environment (ng/l), but changes in the environment caused by climate change and interactions between different pharmaceuticals could affect the environmental impact of carbamazepine. More research is needed on the combined effects of carbamazepine and other compounds present in the environment, especially in the long term.

*Keywords: wastewater treatment, pharmaceutical residues, carbamazepine*

# SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ

ABSTRACT

SISÄLLYSLUETTELO

MERKINNÄT JA LYHENTEET

1 Johdanto .....	8
2 Jäteveden puhdistusprosessit.....	9
2.1. Esikäsittely .....	10
2.2. Pääkäsittelymenetelmät.....	12
2.3. Täydentävät käsittelymenetelmät.....	14
3 Haitalliset aineet jätevesissä ja niiden lähteitä .....	17
3.1. Ravinteet .....	17
3.2. Kiintoaineet ja orgaaninen aines .....	18
3.3. Mikromuovit .....	18
3.4. Metallit .....	19
3.5. Lääkeaineet .....	20
4 Karbamatsepiini .....	22
4.1. Karbamatsepiinin kemialliset ominaisuudet .....	22
4.2. Tyypillisimmät lähteet ja määrät.....	23
4.3. Karbamatsepiinin ympäristövaikutukset.....	24
5 Menetelmät karbamatsepiinin poistoon jätevedestä ja miten hyvin saadaan poistettua 26	
5.1. Poistumiseen vaikuttavia tekijöitä.....	26
5.2. Menetelmät.....	27
6 Johtopäätökset.....	32
7 Yhteenveto .....	34
LÄHDELUETTELO.....	36

## MERKINNÄT JA LYHENTEET

AOP	yhdistelmähapetustekniikka (advanced oxidation process)
BOD	biologinen hapenkulutus (biological oxygen demand)
$c_i$	komponentin $i$ konsentraatio
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	vetyperoksidi
MBR	membraanibioreaktori
UV	ultraviolettisäteily

# 1 JOHDANTO

Jätevedenpuhdistus on keskeinen osa ympäristönsuojelua, jonka tavoitteena on poistaa haitallisia aineita jätevesistä ennen niiden päästämistä purkuvesistöön. Viime vuosikymmeninä on havaittu, etteivät jätevedenpuhdistamot välttämättä poista kaikkia haitallisia aineita tehokkaasti, mikä on nostattanut huolta niiden mahdollisista vaikutuksista vesiekosysteemeihin ja ihmisiin. Jätevesien sisältämät lääkejäämät ovat kasvava ympäristöongelma, ja lääkejäämien päätyminen vesistöihin tulee todennäköisesti lisäksi kasvamaan väestön ikääntyessä, eliniän pidentyessä ja elintason noustessa (Kümmerer 2010, 58).

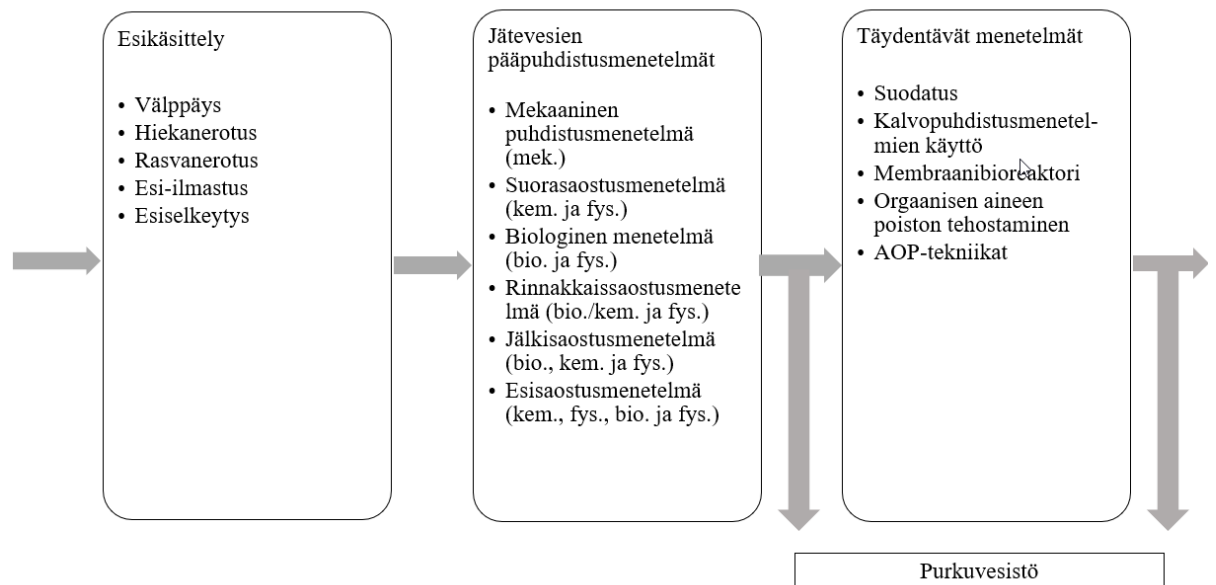
Yksi näihin huolta herättäviin yhdisteisiin kuuluva lääkeaine on nimeltä karbamatsepiini, joka on laajalti käytetty epilepsia- ja mielialalääke. Karbamatsepiini on osoittautunut hyvin pysyväksi yhdisteeksi ja sen poistaminen perinteisillä jätevedenpuhdistusprosesseilla on osoittautunut haasteelliseksi, sillä karbamatsepiini ei hajoa jätevedenpuhdistamoilla, kuten monet muut lääkeaineet. (Vieno 2014, 154–157) Suomessa karbamatsepiinia on löytynyt kaikista testatuista käsitellyistä ja käsittelemättömistä jätevesistä sekä niiden purkuvesistöistä (Vieno et al. 2006a). Lisäksi karbamatsepiinia on löydetty myös juomavesistä, vaikka määrät ovatkin hyvin pieniä (Vieno et al. 2007).

Tämä kandidaatintyö on toteutettu kirjallisuuskatsauksena. Työn tavoitteena on tarkastella erilaisia jätevedenpuhdistusprosesseja, ja niiden käyttöä erilaisten jätevedestä löytyvien haitallisten aineiden, erityisesti karbamatsepiinin, poistamiseksi sekä mahdollisia puhdistusprosessien kehitystarpeita. Kandidaatintyössä keskitytään karbamatsepiiniin, ja pyritään kirjallisuuden perusteella löytämään parhaita käytäntöjä ja ratkaisuja sen poistamiseksi jätevesistä. Työssä käsitellään myös karbamatsepiinin esiintymistä ja käyttäytymistä jätevesissä sekä sen aiheuttamista ympäristövaikutuksista. Lisäksi annetaan kehitysehdotuksia, minkä avulla puhdistusprosesseja voisi tehostaa ja täten vähentää ympäristöön päätyvien haitallisten aineiden määrää sekä pohditaan, miten ympäristön lääkekuormitusta voitaisiin pienentää.



## 2 JÄTEVEDEN PUHDISTUSPROSESSIT

Jäteveden puhdistusprosessi koostuu mekaanisten, biologisten ja kemiallisten prosessien yhdistelmästä. Menetelmät, joilla jätevesi käsitellään, voidaan jakaa kolmeen ryhmään: jätevesien esikäsitely, pääkäsitelymenetelmät sekä täydentävät käsitelymenetelmät (kuva 1). Jäteveden käsittelyn tarve pohjautuu siihen, että vesistöön päästettävien epäpuhtauksien/haitallisten aineiden määrä saadaan minimoitua, jolloin ne aiheuttavat mahdollisimman vähän haittaa purkuvesistössä (Karttunen et al. 2004, 492–498). Jätevedenpuhdistuksen pääasiallisena tavoitteena on tehdä vedestä riittävän puhdasta, jotta se voidaan turvallisesti laskea vesistöön. Yleensä tarkoituksena ei ole puhdistaa vettä niin puhtaaksi, että sitä voisi juoda tai siinä voisi uida tai kalastaa. (Hopcroft 2014, 56) Tässä kappaleessa käsitellään jätevedenpuhdistusprosesseja yleisellä tasolla, ja käydään läpi joitain esimerkkejä jätevesien käsitelymenetelmistä.



Kuva 1. Jätevesien puhdistusmenetelmien jakautuminen pääryhmiin mukailen Karttunen et al. 2004. (Karttunen et al. 2004, 497)

Jäteveden puhdistuksen seurauksena puhdistamoilla syntyy myös lietettä (Hopcroft 2014, 55). Liette tulee sijoittaa ja käsitellä tarkoituksenmukaisesti. Lietettä voidaan hyödyntää, mikäli paikalliset olosuhteet ja puhdistuksessa syntyneen lietteen koostumus ja käsittely-

menetelmät sen mahdollistavat. (Karttunen et al. 2004, 493) Liete voidaan polttaa, sijoittaa kaatopaikalle tai käyttää maanrakennusaineena, mikäli se on ensin biologisesti stabiiloitu (Hammer & Hammer 2012, 289).

## 2.1. Esikäsitteily

Jäteveden esikäsitteilyssä pyritään poistamaan kiinteät aineet, erotetaan hiekka ja sora, toimitetaan mahdollinen esi-ilmastus ja rasvanerotus, säädellään tulevan jäteveden virtaamaa sekä tehdään esilaskeutus. Kiinteiden aineiden, joista osa voi kellua ja osa painua pohjaan, kuten hiekka ja sora, poistaminen on tarpeellista lähes jokaisessa jätevedenpuhdistamossa, mutta muut vaiheet toimitetaan, mikäli ne ovat tarpeen. Jos esimerkiksi jätevesi viipyy viemäriverkossa hyvin kauan, saattaa sen happitilanne olla niin alhainen puhdistamolle saapuessa, että se tulee hapettaa ennen varsinaista käsittelyä. Lisäksi suurissa puhdistamoissa kaikki vaiheet ovat usein tarpeen, mutta pienissä, alle 1000 asukkaan puhdistamoissa, saatetaan suorittaa vain välppäys. (Karttunen et al. 2004, 498)

Jätevedenpuhdistamolle tuleva vesi kulkee ensin välppän läpi. Välppä on laite, jossa jäteveden karkeat, kiinteät aineet erotetaan, kun vesi johdetaan yhdensuuntaisten välppäyssauvojen välissä olevien rakojen läpi. (Karttunen 1999, 50–51) Välppäyssauvojen välisiä rakoja suuremmat partikkelit pidättäytyvät laitteeseen. Välppät voivat olla käsini puhdistettavia käsivälppiä tai koneellisesti puhdistettavia konevälppiä, jotka jakautuvat vielä tasovälppiin, kaarivälppiin ja porraskäsiin. Käsivälppän puhdistus tapahtuu välppäharavaa käyttäen ja käsivälppässä säleväli on 40–100 mm. Jos väli olisi pienempi, välppä tukkeutuisi nopeasti ja puhdistus olisi työlästä, minkä vuoksi käsivälppä on usein konevälppän varalaitteena. Konevälppissä säleväli on käsivälppää pienempi ollen yleensä 15–20 mm. (Karttunen et al. 2004, 498–501)

Välppäyksen jälkeen tapahtuu jätevedenpuhdistamolle tulevien virtaamien tasoitus. Virtaamien tasoitus on tarpeellista, sillä virtaamien suuruus vaikuttaa laitoksen hydrauliseen mitoittamiseen ja siten rakentamiskustannuksiin. Virtaamien tasaamisen etuna on myös se, että se parantaa puhdistustuloksia sekä vähentää prosessin häiriötilanteita. Virtaamien tasaaminen voidaan toteuttaa monella eri tavalla, ja siihen vaikuttaa mm. se, millainen viemärintiijärjestelmä alueella on. Pääsääntöisesti tasoitus tapahtuu joko sijoittamalla tasoitusallas linjalle tai päälinjauksen viereen. (Karttunen et al. 2004, 506) Jos tasoitusallas on linjassa,

se tapahtuu välppäyksen jälkeen. Jos taas tasausallas sijaitsee päälinjan vieressä, jätevesi virtaa välppäyksen jälkeen ylivuotojärjestelmään ja siitä tasausaltaaseen (Karttunen et al. 2004, 38). Virtaamien tasaus on tarpeen erityisesti pienillä puhdistamoilla, missä virtaamien ja orgaanisen aineen kuormitus vaihtelee suuresti (Karttunen et al. 2004, 506).

Välppäyksen lisäksi saatetaan käyttää siivilöitä, joissa läpivirtausaukot ovat välppäysaukkoja pienempiä. Siivilöiden rakenne vaihtelee valmistajasta ja käyttötarkoituksesta riippuen. (Karttunen 1999, 50–51) Yleisimmät käytössä olevat siivilätyypit ovat rumpusiivilä ja kaarisiivilä, joista rumpusiivilän reikäkoko on 0,75 mm tai 1,2 mm, kun taas kaarisiivilän lankojen väliin jäävän raon leveys vaihtelee käyttötarkoituksen mukaan 0,02–2,0 mm välillä. Rumpusiivilän siiviläpinta puhdistetaan painevesihuuhtelulla, mutta kaarisiivilän siiviläpinnan puhdistukseen voidaan käyttää myös höyryä. Mikäli välppäystä ja siivilöintiä ei tehtäisi, kiinteä karkea aines kulkeutuisi muihin prosessissa käytettäviin laitteisiin, mistä niiden puhdistaminen olisi hankalaa. Yleensä puhdistamoilla on vähintään kaksi välppää, joista toinen toimii esikäsitteilynä puhdistusprosessiin menevälle vedelle ja toinen on käytössä yli- tai ohijuoksuutilanteissa. (Karttunen et al. 2004, 498–503)

Hiekanerotusta varten tarvitaan erityinen laskeutusallas, jonka kyky erottaa hiekkaa, soraa ja kiviä perustuu siihen, että veden nopeutta pienennetään, jolloin erityisesti 0,2 mm suuremmat hiekka- ja kivirakeet laskeutuvat pohjalle. Hiekanerotus on tarpeellista pumpujen ja muiden koneellisten laitteiden suojaamiseksi, mutta myös estämään kiviaineksen eteneminen puhdistamon altaisiin, mistä sen poisto on haastavaa. Haasteena on virtaaman vaihdella ylläpitää hiekanerottimessa sellaista nopeutta, että hiekka erottuu, mutta muut kiinteät aineet jatkavat matkaansa veden mukana. Tähän auttaa jatkuva ilmastus, jolloin hiekan mukana laskeutunut liete voidaan erottaa hiekasta vesi- tai ilmahuuhtelulla. Yleensä hiekka poistetaan hiekanerottimen pohjalta pumpuilla pohjasyvennyksestä tai niin, että pumppu kulkee altaan päästä päähän vaunun mukana. (Karttunen et al. 2004, 503–504)

Jäteveden esi-ilmastus tapahtuu johtamalla paineilmaa veden sekaan altaan pohjalle asennettujen rei'itettyjen putkien kautta. Esi-ilmastuksella on flokinmuodostusta ja selkeytystä edistävä vaikutus, se helpottaa rasvan ja öljyn erotusta vedestä. Tämän lisäksi se parantaa veden happitilannetta ja vähentää veden hajua tapauksissa, joissa jäteveden viipymäaika on pitkä ja biologinen toiminta on kuluttanut veden happivarastot loppuun.

Tyypillisesti esi-ilmastus tapahtuu siten, että öljyn ja rasvanerottimen ilmastusaikaa pidennetään siitä, mitä vain rasvanerotus vaatisi. Rasvat ja öljyt aiheuttavat puhdistamoilla haittaa likaamalla puhdistusaltaat ja -laitteet sekä hankaloittamalla lietteen mädätystä. (Karttunen et al. 2004, 505)

Esikäsitteilyn viimeisenä vaiheena on esiselkeytys, jossa jätevedestä poistuu kiintoainesta, öljyä ja rasvaa sekä osa orgaanisesta kuormituksesta (BOD). (Karttunen et al. 2004, 506–507) Selkeytys tarkoittaa tavallisimmin laskeutusta, jolloin vettä tiheämmät hiukkaset laskeutuvat pohjaan painovoiman vaikutuksesta (Karttunen et al. 2004, 77). Jos esilaskeutusallas edeltää biologista puhdistusta, se voidaan mitoittaa normaalia korkeammille pintakuormille ja lyhyemmille viipymille. Jos esilaskeutukseen yhdistetään flokkaus, BOD:n poisto tehostuu esilaskeutuksessa, biologisen prosessin jälkeinen selkeytys parantuu ja joissain tapauksissa jäteveden laatu paranee. (Karttunen et al. 2004, 506) Flokkauksessa suspensiossa olevat destabiloidut hiukkaset törmäävät toisiinsa ja liittyvät yhteen suuremmiksi aggregaateiksi, jotka sitten poistetaan. Flokkauksessa voidaan käyttää epäorgaanisia, synteettisiä orgaanisia tai luonnollisia flokkulanteja/hyytelöimisaineita. (Albuquerque et al. 2019, 2) Esilaskeutuksen yhteydessä flokkaus voidaan toteuttaa erillisissä altaissa, syöttämällä flokkaukemikaalia suoraan tulevaan linjaan tai yhdistämällä flokkaus ja esilaskeutus samaan altaaseen. (Karttunen et al. 2004, 507)

## 2.2 Pääkäsitteilymenetelmät

Pääkäsitteilymenetelmät koostuvat biologisesta käsittelystä sekä sekundäärisestä sedimentaatiosta. Niissä poistetaan biohajoavia orgaanisia aineksia, ravinteita sekä kiintoainesta. Biologinen käsittely tapahtuu esimerkiksi aktiivilieteprosessin, biologisten suodattimien, bioroottorien sekä biologisten lammikkojen avulla. (Hammer & Hammer 2012, 289) Sekundäärinen sedimentaatio, eli laskeutus, toimii suhteellisen samalla tavalla kuin esilaskeutuskin (Hammer & Hammer 2012, 301–305). Biologisessa puhdistuksessa mikro-organismit muuttavat jäteveden kolloidit ja liuenneet orgaaniset aineet lietteeksi. Prosessissa syntyvän massan tiheys on hieman veden tiheyttä suurempi, jolloin se tulee poistaa mekaanisesti. Biologinen puhdistusprosessi edellyttää hajotettavan orgaanisen materiaalin lisäksi epäorgaanisia ravinteita, riittävästi happea mikro-organismien aineenvaihduntaan sekä sopivat olosuhteet lämpötilan, pH-arvon ja toksisten yhdisteiden osalta.

Biologisten puhdistusprosessien pääasiallisena tavoitteena on BOD:n poisto, stabilointi, nitrifikaatio ja denitrifikaatio sekä fosforin poisto. (Karttunen et al. 2004, 169; 181–182)

Aktiivilieteprosessi on tyypillisimmin käytetty biologinen puhdistusmenetelmä. Aktiiviliete on lietettä, joka koostuu mikrobeista ja muusta biomassasta. (Karttunen et al. 2004, 523) Aktiivilietemenetelmässä puhdistusprosessista vastuussa olevat mikrobit uivat vapaasti vedessä tai ovat kiinnittyneinä suspendoituneisiin hiukkasiin (Karttunen et al. 2004, 183–184). Lietteessä elävät mikrobit vastaavat jäteveden puhdistuksesta käyttämällä hyväkseen jäteveteen liuenneita ravinteita (typen ja fosforin lisäksi myös mm. rikkiä, kaliumia sekä rautaa) sekä orgaanisia yhdisteitä (Karttunen et al. 2004, 523). Puhdistettava jätevesi johdetaan ilmastusaltaaseen, jossa on ilmastettua biomassaa. Ilmastuksen tarkoituksena on tarpeellisen happimäärän takaamisen lisäksi pitää vesi jatkuvassa liikkeessä, mikä mahdollistaa paremman kontaktin poistettavien aineiden ja mikrobien välillä, sekä estää flokkien enneaikaisen laskeutumisen. Tarvittava hapen määrä riippuu pääsääntöisesti uuden biomassan kasvusta, biomassan hajotusprosessista sekä typpiyhdisteiden hapettumisesta ja pelkistymisestä. (Karttunen et al. 2004, 523) Ilmastusaltaan jälkeen vesi johdetaan laskeutusaltaaseen, missä syntyneet flokit poistetaan. Osa lietteestä palautetaan takaisin ilmastusaltaaseen, jotta uuden biomassan muodostuminen olisi nopeaa. (Karttunen et al. 2004, 183–184)

Aktiivilieteprosessissa typpiyhdisteitä sitoutuu lietteeseen vain noin 10–15 %, minkä vuoksi typen poistamiseen tarvitaan myös muita menetelmiä. Toisin kuin fosfori, typpiyhdisteet eivät muodosta saostuvia suoloja, joten niitä ei voida poistaa saostamalla. Typpi esiintyy jätevesissä pääosin ammoniumtyyppinä, jolloin se voidaan ensin hapettaa nitraateiksi nitrifikaatiobakteerien avulla. Nitraateiksi hapetetut typpiyhdisteen voivat parantaa vesistön happitasetta huomattavasti, sillä nitraattimuodossa ne eivät sido itseensä enempää happea. Jos kuitenkin halutaan todellinen typenpoisto, tarvitaan denitrifikaatiobakteereita pelkistämään nitraatin typpikaasuksi, joka vapautuu sitten ilmakehään. Tämän lisäksi biologinen typenpoisto perustuu assimilatioon, mikä tarkoittaa sitä, että mikrobit käyttävät ammoniumtyyppiä solujen rakennusaineiksi. Osa tyypestä myös palaa systeemiin solujen kuollessa ja hajotessa. Koska nitrifikaatiobakteerit ovat olennainen osa biologista typenpoistoa, tulee olosuhteiden olla niille otolliset. Optimi pH nitrifikaatiobakteereille on 7,5–8,6 ja lämpötila 30–35 °C. Alhainen lämpötila voi pahimmillaan estää nitrifikaation kokonaan. (Karttunen et al. 2004, 211–212)

Fosfori esiintyy jätevesissä orto- ja polyfosfaatteina sekä sitoutuneena orgaaniseen aineeseen. Fosforista noin 10 prosenttia poistuu esiselkeytyksen aikana. Aktiivilieteprosessissa lietteeseen sitoutuu 10–30 prosenttia jäteveden fosforista. (Karttunen et al. 2004, 210–215)

### 2.3 Täydentävät käsittelymenetelmät

Täydentävä käsittely pitää sisällään loppujen liuenneiden aineiden tai kiintoaineiden poistoa. Tämä tapahtuu esimerkiksi erilaisten kalvoprosessien, aktiivihiihliuodatuksen sekä hapetusprosessien avulla. (Dordio & Carvalho 2014, 5–6) Täydentävät käsittelymenetelmät seuraavat sekundäärisen sedimentaation jälkeen. Vaikka jäteveden pääkäsittelymenetelmät poistavat hyvin orgaanista ainesta sekä kiintoainetta, liuenneiden suolojen ja muiden aineiden kohdalla tilanne on toinen. Täydentäviä käsittelymenetelmiä tarvitaan mm. tehokkaan fosforin- ja typenpoiston takaamiseksi sekä lääkejäämien poistamiseksi. Jätevedenpuhdistamolta poistuvan veden desinfiointi vähentää tartuntatautien riskiä ja voi olla vaatimuksena puhdistetun veden päästämislle purkuvesistöön. (Hammer & Hammer 2012, 289–290)

Desinfiointi UV-säteilyn avulla perustuu UV-säteilyn kykyyn vaurioittaa mikro-organismien DNA:ta ja siten lisääntymistä. UV-säteily vaurioittaa viruksia ja bakteereita myös niiden itiö- ja lepoitiömuodoissa. (Hammer & Hammer 2012, 333–334) UV-säteilyn heikkoutena on, että sen käyttö edellyttää täysin kirkasta ja väritöntä vettä ja lyhyttä tunkeutumismatkaa. Nämä seikat rajoittavat sen käytön vain pieniin käsittelylaitoksiin. (Karttunen et al. 2004, 159)

Klooraus on veden desinfiointimenetelmistä taloudellisesti kannattavin ja laajimmin käytetty. Desinfiointiin tarvittava kloorin määrä riippuu jäteveden pH-arvosta, lämpötilasta, kontaktiajasta sekä mahdollisista muista reaktioon vaikuttavista aineista. Kloori voi reagoida orgaanisten yhdisteiden kanssa luoden sivutuotteita, jotka itsessään voivat olla terveysriski. Kloorausta voidaan käyttää UV-säteilyn kanssa varmistamassa desinfiointia. (Hammer & Hammer 2012, 332–333) Kloori muodostaa veden ja vedessä olevien muiden aineiden kanssa desinfiointin kannalta tärkeitä yhdistelmiä. Esimerkiksi ammoniakkin ja kloorin yhdisteet ovat tärkeimpien yhdisteiden joukossa. (Karttunen et al. 2004, 154–156)

Otsoni ( $O_3$ ) on voimakkaasti hapettava kaasu, minkä vuoksi se toimii tehokkaana desinfiointiaineena. Otsoni hajoaa vedessä tuottaen happea ja vapaita hydroksyyliiradikaaleja. (Hammer & Hammer 2012, 195) Otsoni reagoi useimpien orgaanisten yhdisteiden kanssa joko suoraan tai vapaiden hydroksyyliiradikaalien kautta, minkä lisäksi otsoni on tehokas myös epäorgaanisten aineiden hapettamiseen (Droste 1997, 529). Otsonin tuottamat hapetusreaktiot perustuvat lyhyisiin kontaktiaikoihin. Otsonia ei yleensä käytetä yksistään veden desinfiointiin korkeiden käyttökustannusten takia sekä siksi, että otsonista ei synny desinfiivia yhdisteitä, kuten kloorin tapauksessa. Otsonoinnilla on kuitenkin etuja, mitä yksistään kloorauksella ei voida saavuttaa: otsoni esimerkiksi destabilisoi kolloideja, jolloin flokkulaatio paranee pienemmällä koagulanttiannoksella. (Hammer & Hammer 2012, 195–196)

Biologisten suodattimien toimintaperiaate on, että liete kasvaa kiinteästi asennettujen kappaleiden pinnalle, mistä se sitten poistetaan. Tällöin vedestä erottavan lietteen määrä on merkittävästi pienempi kuin aktiivilietemenetelmässä ja häiriön sattuessa bioliete pysyy kiinnittyneenä kantoaineeseen. Biologisia suodattimia on erilaisia, ja ne voivat olla joko koneellisesti ilmastettuja tai ilmastamattomia. Yksi esimerkki biologisista suodattimista on membraanibioreaktori. Membraanibioreaktori koostuu aktiivilieteprosessista sekä sen jälkeisestä mikrosuodatinkalvoilla varustetusta säiliöstä. Kalvojen tehtävänä on toimittaa sekä veden selkeytys että suodatus. Koska kiintoaineksen erottaminen vedestä tapahtuu mekaanisen suodatuksen kautta, laskeutuvan flokin muodostuminen ei rajoita suspendoituneen kiintoaineksen pitoisuutta ja lietteen viipymäaika. Kalvojen avulla voidaan periaatteessa poistaa kiintoaines ja BOD täysin, mikäli BOD ei ole veteen liukenevaa. Käyttökustannukset ovat kuitenkin perinteistä aktiivilieteprosessia suuremmat. (Hammer & Hammer 2012, 306–318)

Myös AOP-tekniikat ovat täydentäviä menetelmiä. Kirjainyhdiste AOP tulee sanoista Advanced Oxidation Processes. AOP-tekniikat ovat yhdistelmätekniikoita, joissa yleensä käytetään erilaisten hapetustekniikoiden yhdistelmiä, hapetuksen ja kiinteän katalyytin yhdistelmää tai hapetuksen UV-säteilyn yhdistelmää yhtäaikaaisesti tai peräkkäisissä vaiheissa. Kaikissa AOP-menetelmissä syntyy erittäin reaktiivisia OH-radikaaleja, jotka vaikuttavat useimpiin orgaanisiin molekyyliin ja jotka ovat epäselektiivisiä. (Hämäläinen et al. 2018, 57) AOP-tekniikoiden käyttö parhaimmillaan johtaa epäpuhtauden täydelliseen hajoamiseen hiilidioksidiksi, vedeksi ja epäorgaanisiksi yhdisteiksi ja vähimmilläänkin epäpuhtaus muuttuu harmittomampaan muotoon (Poyatos et al. 2009).

Kalvosuodatus tarkoittaa kiintoaineen erottamista jätevedestä puoliläpäisevän kalvon avulla. Kalvosuodatus perustuu pitoisuuseroihin puoliläpäisevän kalvon eri puolilla sekä erotettavien komponenttien kykyyn läpäistä kalvo. (Karttunen et al. 2004, 121–122) Kalvon läpäisevä osa syötteestä on permeaatti ja suodattimelle jäävä osa on retentaatti (Muurinen 2023, 181–182). Ilmiötä ajava voima voi olla paine-ero, sähköinen kenttä, konsentraatio- tai lämpötilagradientti tai yhdistelmä edellä mainituista. Kalvosuodatuksen puhdistustehokkuus määräytyy kalvon huokoskoon sekä suodatettavan aineen hiukkaskoon mukaan. Paine-eroon perustuvia kalvopuhdistusmenetelmiä ovat käänteinen osmoosi, nanosuodatus, ultrasuodatus sekä mikrosuodatus. Kalvomenetelmillä vedestä saadaan poistettua suoloja, liuenneita orgaanisia aineita, viruksia, kolloideja sekä bakteereja. (Karttunen et al. 2004, 121–122) Kalvomateriaalit on tehty pääsääntöisesti luonnonkuiduista tai synteettisistä kuiduista, mutta on olemassa myös keraamisia ja metallisia kalvoja (Muurinen 2023, 16). Sähkökenttää hyödynnetään kalvosuodatuksen yhteydessä elektrodialyysissä sekä käänteisessä elektrodialyysissä. Elektrodialyysissä käytetään kennosarjaa, joka on erotettu toisistaan puoliläpäisevin kalvoin. Joka toinen kalvoista läpäisee anionit, joka toinen kationit, ja kun ulkopuolelle muodostetaan sähkökenttä, joka toisessa kennossa anionien ja kationien määrä nousee ja vastaavasti joka toisessa määrä laskee. (Karttunen et al. 2004, 126) Elektrodialyysin avulla syntyy vähäsuolaista vettä sekä konsentraattia, jonka suolapitoisuus on alkuperäistä korkeampi (Muurinen 2023, 190). Käänteisessä elektrodialyysissä elektrodien sähköinen potentiaali vaihdetaan jaksoittain, jolloin saadaan aikaan kalvojen sähköinen huuhtelu (Karttunen et al. 2004, 126).



## 3 HAITALLISET AINEET JÄTEVESISSÄ JA NIIDEN LÄHTEITÄ

Jätevedenpuhdistamoille päätyvän jäteveden laadussa voi olla hyvinkin suuria paikallisia eroja niiden alkuperän takia (Lehtoranta et al. 2021, 15). Jätevedessä esiintyvät epäpuhtaudet voidaan jakaa ryhmiin monella tavalla. Yksi karkea jako voidaan tehdä jakamalla epäpuhtaudet orgaanisiin ja epäorgaanisiin yhdisteisiin, jolloin orgaaniset mielletään usein eloperäisiksi ja epäorgaaniset kivennäisaineiksi. Toisaalta epäpuhtaudet voidaan jakaa myös tiheyden perusteella vettä tiheämpiin ja vettä kevyempiin aineisiin, sillä epäpuhtauden tiheydellä on merkitys käsittelyprosessin valintaan. (Karttunen et al. 2004, 492)

Haitallisia aineita päätyy jätevedenpuhdistamoille viemärien kautta mm. kuluttajien kuluttamien lääkeaineiden, pesu- ja siivousaineiden sekä kosmetiikan sekä teollisuuden ja palveluiden vuoksi. Hulevesien mukana haitallisia aineita kulkeutuu puhdistamoille mm. jätteenkäsittelytoiminnan (poltto ja kaatopaikkojen suotovedet) sekä kaukolaskeuman vuoksi. Kotitalouksien tuottamia haitallisia aineita ovat esimerkiksi ftalaatit, palonestoaineet, lääkeaineet ja hormonit, teollisuuden raskasmetallit ja sinkki, syanidi, biosidit ja huuhtouman/hulevesien torjunta-aineet ja rikkakasvien hävittämiseen käytettävät MCPA sekä endosulfaani. (Vieno 2014, 14–15)

Jätevedenpuhdistamoilla pyritään ensisijaisesti poistamaan seuraavia aineita: kiintoaine, ravinteet (typpi ja fosfori), biologista hapenkulutusta aiheuttava orgaaninen aines (BOD), rasvat ja öljyt, myrkyt (kasviensuojeluaineet ja raskasmetallit), patogeeniset organismit, radioaktiiviset aineet sekä pesu- ja puhdistusaineiden tensidit (Karttunen et al. 2004, 492). Vain pieni osa jätevedessä esiintyvistä haitallisista aineista hajoaa prosessissa. Haitalliset aineet voivatkin päätyä purkuveden mukana vesistöön tai pidäytyä lietteeseen ja sen seurauksena päätyä maaperään. (Lehtoranta et al. 2021, 15)

### 3.1 Ravinteet

Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoille ravinteita (tyypeä ja fosforia) kulkeutuu pääasiassa ihmisten eritteiden seurauksena (virtsa, uloste), mutta tietyille jätevedenpuhdistamoille myös teollisuudesta, kaivoksista ja kalankasvatuksesta (HSY 2019). Fosforia päätyy yh-

dyskuntajätevesiin ihmisten syömän ruoan seurauksena ja pesuaineista (HSY 2024a). Tyypin pääasiallinen lähde on virtsan sisältämä urea, ja typpikuormitus jätevedenpuhdistamoilla on kasvanut mm. lisääntyneen proteiininsyönnin seurauksena (HSY 2024b). Esimerkiksi pääkaupunkiseudulla vuonna 2019 jätevesien jätevedenpuhdistamoiden tulo-kuorma oli 7759 tonnia typpeä ja 893 tonnia fosforia. Näistä käsittelyjen jälkeen meriin päätyi 1244 tonnia typpeä ja 29 tonnia fosforia. (HSY 2019)

### 3.2 Kiintoaineet ja orgaaninen aines

Biologisella hapenkulutuksella (BOD) tarkoitetaan sitä määrää happea, minkä mikro-organismit tarvitsevat orgaanisen aineen hajottamiseen aerobisissa olosuhteissa tietyssä lämpötilassa ja tietyllä inkubaatioajalla. Tarvittava hapen määrä riippuu orgaanisen aineen pitoisuudesta ja luonteesta, bakteerien tyypistä ja pitoisuudesta sekä lämpötilasta. (Droste 1997, 114) Biologinen hapenkulutus on yleisimmin käytetty parametri kertomaan puhdistamon toimivuudesta. Sitä käytetään mittaamaan puhdistamoiden jätekuormaa sekä puhdistusprosessien tehokkuutta. Mitä enemmän eloperäistä ainetta on, sitä suurempaa hapenkulutus on. (Hammer & Hammer 2012, 56) WC-jätevedet ovat suurin kotitalouksien jätevesien biologisen hapenkulutuksen lähde (Vesi.fi, 2024). Suomen kaksi suurinta jätevedenpuhdistamoa sijaitsevat pääkaupunkiseudulla. Vuonna 2019 pääkaupunkiseudun jätevedenpuhdistamoille tuleva BOD-kuormitus oli 34664 tonnia, josta puhdistuksen jälkeen vesistöön pääsi 870 tonnia. (HSY 2019)

Kiintoaineet jätevesissä ovat pieniä hiukkasia, esimerkiksi savea tai myös hiukkasmaista orgaanista ainetta (Vesi.fi, 2024). Suuri osa ravinteista on myös sitoutuneena kiintoaineeseen, jolloin kiintoaineen poistaminen jätevesistä vähentää myös purkuvesistöön joutuvien ravinteiden määrää (Ekholm-Peltonen et al. 2022, 39–40). Pääkaupunkiseudulla vuonna 2019 jätevedenpuhdistamoille tuli kiintoainetta 122173 kg/päivä ja poistotehokkuus oli 98 % (HSY 2019).

### 3.3 Mikromuovit

Mikromuovit ovat alle 5 mm kokoisia muovihiukkasia. Suurin osa mikromuoveista syntyy kulutuksen tai kulumisen seurauksena. Mikromuovit voidaan lajitella primäärisiin ja sekundäärisiin mikromuoveihin niiden alkuperän perusteella. Primääriset mikromuovit

ovat luontoon päästessään valmiiksi pieninä hiukkasina, ja ovat jätevesissä pääsääntöisesti lähtöisin synteettisten vaatteiden pesemisestä, sekä kosmetiikkaan tarkoituksella lisäystä mikromuovista. Sekundääriset mikromuovit syntyvät suurempien muovitavaroitten haurastuessa ja hajotessa vähitellen pienempiin osiin. Mikromuovin haittavaikutuksia ihmisen terveyteen ei vielä tunneta, mutta usein muovi sisältää erilaisia lisäaineita ja muita mahdollisesti myrkyllisiä kemikaaleja, jotka vapautuvat muovia nielleeseen eliöön. Muovi kertyy eliöiden elimistöön ja päätyy lopulta ihmisten lautasille, minkä lisäksi mikromuovia on löydetty mm. hanavedestä. (Euroopan parlamentti 2018) Tarkoituksenmukaisesti toimiessaan nykyaikaiset jätevedenpuhdistamot ovat tehokkaita poistamaan yhdyskuntajätevesissä olevaa mikromuovia, jolloin laskelmien mukaan parhaimmillaan vain muutama prosentti tekstiilien pesusta ja kosmetiikan aiheuttamista mikromuovipäästöistä kulkeutuu purkuvesistöön. Määrät ovat siitä huolimatta hyvin suuria, sillä yksistään keinokuitutekstiilien pesusta aiheutuvat päästöt jätevedenpuhdistamoille ovat arviolta 5–289 tn/vuosi. (Setälä & Suikkanen 2020, 7; 94)

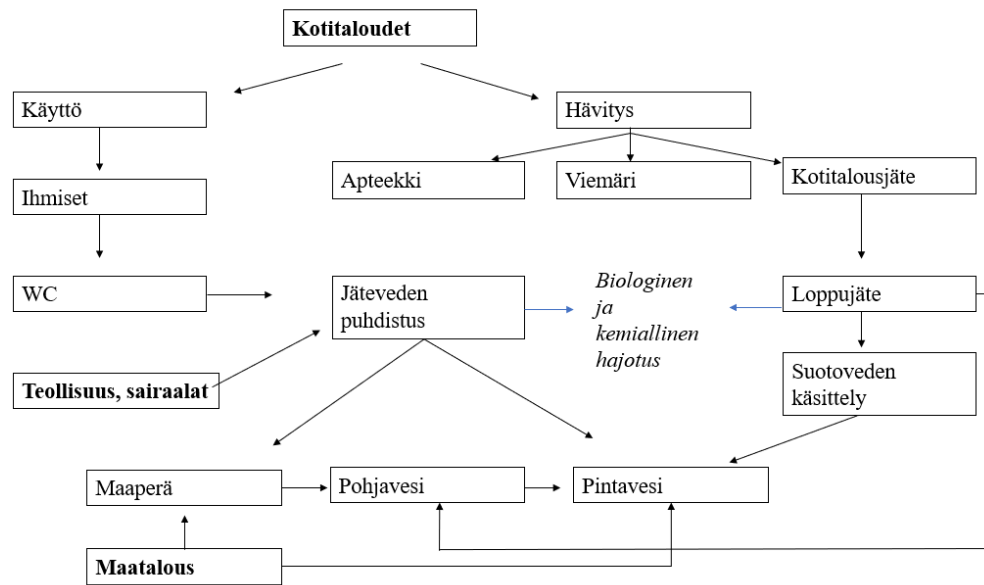
### 3.4 Metallit

Yleensä puhdistamolietteiden haitallisilla metalleilla tarkoitetaan elohopeaa, kadmiumia, kromia, kuparia, nikkeliä, sinkkiä, lyijyä sekä arseenia (Vieno et al. 2018, 18). Näitä metalleja päätyy jätevedenpuhdistamoille mm. kaatopaikkojen suotovesien, henkilökohtaisen käytön (esim. kosmetiikka), terästuotteiden sekä ihmisravinnon seurauksena. Jätevedenpuhdistamolla käytettävien kemikaalien epäpuhtautena voi esiintyä myös raskasmetalleja, eritoten nikkeliä. (Vieno 2014, 26) Elohopeaa käytetään mm. teollisuudessa, kuparin, sinkin, raudan ja teräksen valmistuksessa, paristoissa, valonlähteissä ja erilaisissa mittalaitteissa. Nikkeliyhdisteitä käytetään paristoissa, kolikoissa ja kalatyyleissä, lyijyä sähkö- ja telekaapeleissa, korroosionestoaineissa, juottamisessa, maalien väriaineena ja PVC-muovien stabilisaattoreina. Kadmiumin suurin päästölähde on sinkin tuotannossa. HSY:n alueella vuonna 2019 jätevedenpuhdistamoille päätyi kuparia 8453 tonnia, elohopeaa 11 tonnia, nikkeliä 2279 tonnia, lyijyä 342 tonnia ja sinkkiä 15301 tonnia. (HSY 2019)

### 3.5 Lääkeaineet

Monet lääkeaineet muuttuvat rakenteeltaan aineenvaihduntaprosesseissa ennen niiden eritystä. Näitä rakenteeltaan erilaisia lääkeaineita kutsutaan metaboliiteiksi. Ympäristöön joutuessaan alkuperäinen lääkeainemolekyylä sekä metaboliitti voivat muuttaa rakennettaan erilaisissa abioottisissa ja bioottisissa prosesseissa. (Kümmerer 2010, 60) Lääkeaineet ovat hyvin vaihteleva joukko yhdisteitä, joiden kemialliset ja fyysiset ominaisuudet vaihtelevat valtavasti. Tästä syystä lääkeaineiden tehokas poistaminen jätevesistä jätevedenpuhdistamoilla, jotka on alun perin suunniteltu suurempien ainesosasten sekä erilaisien patogeenien poistoon, on haastavaa. (Dordio & Carvalho 2014, 5; Ying et al. 2014, 85)

Lääkkeiden kulutus kokonaisuudessaan kasvaa väestön ikääntyessä, eliniän pidentyessä sekä elintason noustessa (Kümmerer 2010, 58). Lääkeainejäämät tai niiden reaktiiviset metaboliitit päätyvät jätevedenpuhdistamoille pääsääntöisesti ihmisen eritystoiminnan, sairaaloiden ja lääketehtaiden jätevesien tai suoraan vessaan heitettyjen lääkkeiden mukana (kuva 2). Mitä suurempia määriä lääkkeitä kulutetaan, sitä suurempia ovat lääkepäästöt ympäristöön niin eritystoimintojen kuin myös väärin hävitettyjen, viemäriin heitettyjen, käyttämättömien lääkkeiden vuoksi. (Unesco & Helcom 2017, 26) Myös jätevedenpuhdistamoiden lietteestä ja pelloille levitetystä lannasta huuhtoutuu lääkejäämiä pinta- ja pohjavesiin erityisesti rankkasateiden seurauksena. Vesiviljely ja sakokaivot päästävät jäämiä pohjavesiin. (Ying et al. 2014, 82–83)



Kuva 2. Ympäristöön päätyvien lääkejäämien lähteet ja reitit mukailten Unesco ja Helcom 2017, 30

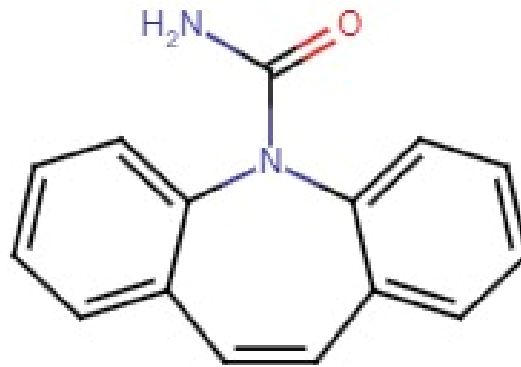
Itämereen päätyy vuosittain noin 1,8 tonnia lääkkeitä. Jätevedenpuhdistamoiden puhdistustehokkuus jää alle 50 prosenttiin noin puolella tutkituista lääkeaineista. Itämeren kuormittaa eniten erilaiset tulehduskipu- ja särkylääkkeet, sydän- ja verisuonitautien lääkkeet, aineenvaihdunta- ja ruoansulatusjärjestelmän lääkkeet sekä keskushermostoon vaikuttavat lääkeaineet, kuten karbamatsepiini. Sinisimpukoista löytyy suurin määrä erilaisia lääkeaineita sekä korkeimmat pitoisuudet. (Unesco & Helcom 2017, 14)

## 4 KARBAMATSEPIINI

### 4.1 Karbamatsepiinin kemialliset ominaisuudet

Karbamatsepiini on Suomessa yleisimmin käytettyjä epilepsialääkkeitä, minkä lisäksi sitä käytetään myös mielialalääkkeenä sekä hermosäryn hoitoon. Karbamatsepiinin kauppaniminä Suomessa käytetään Tegretol, Neuretol sekä Carbamazepine Essential Pharma (Fimea 2023). Karbamatsepiinin molekyylikaava (kuva 3) on  $C_{15}H_{12}N_2O$  ja moolimassa on täten 236,27 g/mol. Karbamatsepiinin  $pK_a$ -arvo on 13,9, vesiliukoisuus 17,7 mg/l,  $k_{biol}$  0,048, Henryn lain vakio  $1,1 * 10^{-10} \frac{atm*m^3}{mol}$ , rasvaliukoisuutta kuvaava vesi-oktanolijakaantumiskerroin  $\log K_{OW}$  2,45 ja  $\log K_d$  alle 1,3. (Vieno 2014, 36–38)

Biologinen hajoamisvakio  $k_{biol}$  kuvaa biologista hajoamista tai muuntumista. Kun  $k_{biol}$  on alle 0,5, aine ei ole biohajoava. Happovakio eli  $K_a$ -arvo kertoo aineen happamuudesta ja yleensä käytetään sen negatiivista kymmenkantaista logaritmia, eli  $pK_a$ -arvoa kuvaamaan aineen happamuutta. Mitä pienempi  $pK_a$ -arvo on, sitä vahvempi happo. Henryn lain vakio kertoo aineen haihtuvuudesta: mitä suurempi arvo, sitä helpommin aine haihtuu ja useimmat aineet luokitellaan haihtumattomiksi, jos Henryn lain vakiot ovat alle  $2 * 10^{-6} \frac{atm*m^3}{mol}$ . Jakaantumiskertoimen kymmenkantainen logaritmi  $\log K_{OW}$  kuvastaa rasvaliukoisuutta: mitä korkeampi arvo, sitä rasvaliukoisempi aine. Absorptiovakio  $K_d$  ja sen kymmenkantainen logaritmi  $\log K_d$  antavat arvion aineen sitoutumisesta lietteeseen. Ainetta sitoutuu lietteeseen merkittävästi, mikäli  $\log K_d$  on yli 2,7. Lietteeseen sitoutumiseen eniten vaikuttavat ominaisuudet ovat aineen rasvaliukoisuus sekä happamuus, mutta lietteeseen sitoutumiseen vaikuttaa myös lietteen ominaisuudet (Vieno 2014, 36–40).



Kuva 3. Karbamatsepiinin molekyyli rakenne.

## 4.2 Tyypillisimmät lähteet ja määrät

Karbamatsepiinin DDD (defined daily dose) on 1 g (Kela & Fimea 2020, 194). Lääkkeiden kulutus ilmoitetaan vuorokausiannoksina suhteutettuna väestöön ja aikaan, eli DDD/1000 as/vrk ilmoittaa sen osan väestöstä, joka on päivittäin käyttänyt lääkeainetta sen määritellyn vuorokausiannoksen verran (yhtälö 1) (Fimea 2024). Henkilöä kohden karbamatsepiinin kulutus on laskenut vuosi vuodelta vuosina 2017–2020 (taulukko 1), mutta samalla kokonaiskulutus on lisääntynyt Suomen väkiluvun kasvaessa.

$$Kulutus (kg) = DDD (g) \times \frac{DDD}{1000 \text{ as}} \times \frac{väkiluku}{1\,000\,000} \times 366 \quad (\text{yhtälö 1})$$

(Vieno 2007, 10)

Taulukko 1. Karbamatsepiinin kulutus Suomessa vuosina 2017–2020, DDD-arvo on 1,0 g (Kela & Fimea 2020, 194)

Vuosi	Väkiluku <sup>a)</sup>	DDD/1000 as <sup>b)</sup>	Kulutus [kg]
2017	5 513 130	1,44	2018
2018	5 517 919	1,40	2827
2019	5 525 292	1,32	2670
2020	5 533 793	1,26	2552

<sup>a)</sup> Tilastokeskus

<sup>b)</sup> Fimea 2020

Lääkeaineet muuttuvat elimistössä aineenvaihduntaprosessien seurauksena vesiliukoiseen muotoon, jotta ne voidaan erittää elimistöstä esimerkiksi munuaisten kautta (Mäkinen et al. 2019). Karbamatsepiinista 72 % imeytyy ja metaboloituu maksassa ja loput 28 % erittyy virtsan ja ulosteiden mukana (Hai et al. 2018). Prosessia katalysoivat metaboliiset entsyymit, joilla on tärkeä rooli lääkeaineiden eliminaatioissa. Tärkein lääkeaineita metaboloiva järjestelmä on CYP-entsyymit (eli sytokromi P<sub>450</sub>). CYP-entsyymien esto tai induktio aiheuttaa suuren osan lääkkeiden yhteisvaikutuksista. (Mäkinen et al. 2019) Lääkeaineiden metaboliaan osallistuville entsyymeille on tyypillistä, että niiden aktiivisuus (indusoivuus) lisääntyy altistuttaessa vieraille aineille mutta toisaalta myös reaktioiden estyminen (inhibitio) toisille vieraille aineille altistuttaessa. Induktion vaikutuksesta lääkeaineen vaste voi heikentyä, eikä tavanomaisella annostuksella saada enää riittävää vastetta aikaan. (Pelkonen & Raunio 1998) Karbamatsepiini kiihdyttää omaa aineenvaihduntaansa (autoinduktio). Autoinduktion vuoksi karbamatsepiinin puoliintumisaika lyhenee huomattavasti, mikä johtaa seerumin karbamatsepiinipitoisuuden merkittävään pieneneeseen ensimmäisten hoitoviikkojen aikana. (Mäkinen et al. 2019) Karbamatsepiini vaikuttaa ihmisissä jänniteohjattujen natriumkanavien toimintaan, mikä vähentää hermosolujen aktiivisuutta (Gambeta et al. 2020). Suomessa karbamatsepiinia päätyy jätevedenpuhdistamoille vuosittain lääkekulutuksesta laskettuna arvioilta noin 56 kg (Vieno 2014, 31). Karbamatsepiinin kulutus kasvaa pimeänä vuodenaikana, sillä sitä käytetään myös masennuslääkkeenä (Lindholm-Lehto 2016, 69).

### 4.3. Karbamatsepiinin ympäristövaikutukset

Karbamatsepiini päätyy ympäristöön lähinnä sen metaboliittituotteina, ja vain 1–2 % karbamatsepiinista erittyy muuttumattomana (Frey & Janz 1985 Ternes 1998 mukaan). Karbamatsepiini ei todennäköisesti aiheuta akuuttia myrkytystä, sillä sen ympäristössä esiintyvät määrät ovat huomattavasti alle sen LC<sub>50</sub>- ja EC<sub>50</sub>-arvojen, minkä lisäksi karbamatsepiini ei vaikuta merkittäviin fysiologisiin prosesseihin kuten kasvuun ja liikkumiseen (Lindholm-Lehto 2012, 20). Vaikka karbamatsepiini on hyvin pysyvä yhdiste, sen ympäristölle aiheuttamat haitat tutkimuksissa esiintyvinä hyvin pieninä pitoisuuksina (ng/l) ovat merkityksettömiä, kun tarkastellaan sen ekotoksisuutta kuolleisuuden, kasvun ja lisääntymisen kannalta. Siitä huolimatta on mahdollista, että pienetkin pitoisuudet voivat aiheuttaa vesieliöiden käyttäytymishäiriöitä. (Vieno 2007, 97)



Toisaalta karbamatsepiini voi vaikuttaa jänniteherkkiin natrium-, kalsium- ja kaliumkanaviin ja siten säädellä hermovälittäjäaineiden vapautumista, ottoa sekä reseptoriin sitoutumista (Ambrosio et al. 2002). UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-menetelmällä karbamatsepiinin hajoamisen seurauksena syntyy akridiineja, joilla on suurempia ympäristöhaittoja kuin karbamatsepiinilla. Akridiinipitoisuuden, joka syntyy karbamatsepiinin hajoamisen seurauksena, voidaan arvioida olevan luokkaa ng/l ja täten reilusti alle myrkyllisyystason (µg/l). Siitä huolimatta akridiinituotteiden kertyminen voi olla ympäristön tilan kannalta merkityksellistä. (Vogna et al. 2004) Akridiinien on todettu aiheuttavan enemmän kromosomivaurioita kuin karbamatsepiinin, olevan karsinogeenisiä ja osalle vesieliöistä myös akuutisti myrkyllisiä (Han et al. 2019). Suomessa tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että karbamatsepiinia löytyi kaikista testatuista käsittelemättömistä ja käsitellyistä jätevesistä sekä purkuvesistöistä. Tämän vuoksi karbamatsepiinin tulisi olla tarkkailun alla, koska se on biologisesti aktiivinen ja jämiä voi päätyä myös juomavesiin alueilla, missä saastunutta/kontaminoitua raakavettä käytetään juomaveden valmistukseen. (Vieno et al. 2006a) Karbamatsepiinin on todettu voivan kertyä vesieliöihin ravinnon kontaminaation vuoksi. Tämän lisäksi karbamatsepiinin vaikutukset vesistöissä eläviin organismeihin vaihtelevat mm. eliöiden erilaisen entsyymitoiminnan takia sekä riippuen niiden sijainnista ravintoketjussa. (Vernouillet et al. 2010)

Ilmastonmuutoksen liittyvien abioottisten tekijöiden ja lääkeaineiden väliset vuorovaikutukset voivat muuttaa organismien sensitiivisyyttä ja/tai lisätä karbamatsepiinin myrkyllisyyttä. Esimerkiksi *Scrobicularia plana* -simpukat saattavat kehittää keinoja sietää happamia olosuhteita pitkäaikaisen happaman altistuksen seurauksena, mutta karbamatsepiinin läsnäolo heikentää niiden kykyä estää hapettumisvaurioita ja siten voi lisätä simpukoiden kuolleisuutta. (Freitas et al. 2016)

## 5 MENETELMÄT KARBAMATSEPIININ POISTOON JÄTEVEDESTÄ JA MITEN HYVIN SAADAAN POISTETTUA

### 5.1 Poistumiseen vaikuttavia tekijöitä

Karbamatsepiinin on huomattu olevan yksi pysyvimmistä yhdisteistä, joita jätevesistä löytyy. Karbamatsepiinin pitoisuus jätevedenpuhdistamolta poistuvassa vedessä voi olla jopa suurempi kuin sinne tulevassa vedessä. Tämä todennäköisesti johtuu karbamatsepiinin glukuronikonjugaatin pilkkoutumisesta ja emoyhdisteen vapautumisesta käsittelyprosessin aikana. (Vieno 2007, 96)

Biologisella puhdistusmenetelmällä on usein merkitystä haitallisten aineiden poistumiseen, sillä tehostettu kokonaistypen poisto näyttäisi myös alentavan kemiallisten haitta-aineiden pitoisuuksia puhdistetussa vedessä. Suomessa tehdyissä tutkimuksissa havaittiin, että lähtevän veden karbamatsepiinin pitoisuus oli pienempi laitoksilla, jotka käyttivät jotain muuta biologista puhdistusmenetelmää kuin aktiivilieteprosessia. (Vieno 2014, 42–49; 154–157) Sen lisäksi havaittiin, että tulevan veden karbamatsepiinin pitoisuus oli korkein laitoksella, joka ei vastaanota teollisuusjätevesiä ja alhaisin laitoksella, jonka virtaamasta teollisuusjätevesien osuus oli 25 %. Lääketeollisuuden läsnäolo viemäröintialueella ei vaikuttanut karbamatsepiinin pitoisuuksiin. Jätevedenpuhdistamoilla karbamatsepiinista puhdistusprosessien aikana poistui keskimäärin noin 5 % riippumatta puhdistamon koosta tai puhdistamon käyttämästä biologisesta käsittelymenetelmästä. Huomattavaa on, että suurin osa karbamatsepiinista päätyy puhdistettuun jäteveeseen. (Vieno 2014, 154–157) On huomattu, että jätevesien alhainen lämpötila ja käsittelemättömän jäteveden laimeneminen sateen seurauksena vaikuttavat yleisesti lääkejäämien poistumaan. Tyypillisesti alhaisempi veden lämpötila heikentää poistumistehokkuutta biologisesti hajoavien lääkkeiden osalta, kuten myös puhdistamattoman jäteveden laimentuminen. Karbamatsepiinin kohdalla jäteveden laimentuminen ei kuitenkaan vaikuta sen poistotehokkuuteen ja koska se ei ole biohajoava, lämpötilallakaan ei ole suurta merkitystä. (Vieno 2007, 36–37; 79–80) Ali et al. (2018) huomasivat, että pidempi jäteveden käsittelyaika lisää puhdistumista, sillä pidemmällä käsittelyajalla myös lääkeaineiden hajoamistuotteena syntyneet yhdisteet ehtivät hajota tai muuntua vähemmän haitalliseen muotoon.

Tutkimuksessa todettiin jätevedenpuhdistamoille päätyvän karbamatsepiinin pitoisuuksien olevan todellisuudessa paljon suurempia kuin lääkekulutuksen perusteella lasketuna. Mitattujen tulosten, mallinnusten ja kirjallisuusselvityksien perusteella päädyttiin siihen, että karbamatsepiinia kulkeutuu jätevesissä jätevedenpuhdistamoille 165 kg/vuosi. Sen lisäksi puhdistamoilla syntyy lisää karbamatsepiinia noin 21 % eli 35 kg/vuosi. Syntysyy arvelaan mahdollisesti olevan konjugaattien hajoaminen ja siten emoyhdisteen vapautuminen. (Vieno 2014, 161–162) Konjugaatio tarkoittaa joidenkin rasvaliukoisten aineiden, jotka ovat usein myrkyllisiä, kykyä sitoutua elimistössä yhdisteisiin, jotka muuttavat ne vesiliukoisiksi. Tällöin ne poistuvat elimistöstä nopeammin ja ovat siten suhteellisen myrkyttömiä. Konjugaatti on konjugaation tulos. (Kustannus Oy Duodecim 2016)

Lindholm-Lehto (2016, 69) huomasi tutkimuksessaan, että lääkeainejäämien määrät olivat suurempia talviaikaan, mikä johtuu transformaatio- ja muutosreaktioiden hidastumisesta. Reaktioiden hitaus johtuu alemmista lämpötiloista ja alhaisesta UV-säteilyn määrästä, mihin myös jää- ja lumikerros vaikuttaa. Vaikka joidenkin lääkeaineiden kulutus saattaakin nostaa lääkeainejäämät tästä poiketen kesällä korkeammaksi, karbamatsepiinin tapauksessa suurimmat konsentraatiot havaitaan talvella. (Lindholm-Lehto 2016, 69).

## 5.2 Menetelmät

Haitta-aineiden mahdolliset poistumis- tai muuntumisreitit jätevedenpuhdistamoilla ovat absorptio, adsorptio, kemiallinen muuntuminen, biologinen muuntuminen tai hajoaminen sekä haihtuminen. Vesiliukoiset aineet voivat poistua adsorption kautta, rasvaliukoiset, varauksettomat aineet absorption avulla, minkä lisäksi haitta-aineet voivat haihtua, mikäli Henryn lain vakio on yli  $2 \cdot 10^{-5}$ . Haitalliset aineet voivat myös tarttua lietteeseen riippuen itse haitallisen aineen ja lietteen ominaisuuksista. Tärkeimpinä ominaisuuksina ovat rasvaliukoisuus ja happamuus. Mitä happamampi aine on, sitä pienempi sen  $pK_a$ -arvo on. (Vieno 2014, 36–40). AOP-menetelmien kyky poistaa orgaanisia haitta-aineita riippuu reaktio-olosuhteista kuten pH-tasosta, yleisten epäorgaanisten ionien läsnäolosta, haitta-aineen pitoisuudesta sekä lämpötilasta, missä reaktio tapahtuu. (Ali et al. 2018)

Tehokkaimmat menetelmät karbamatsepiinin poistamiseksi jätevesistä ovat pääsääntöisesti AOP-tekniikoita, joiden tehokkuus perustuu hydroksyyliiradikaalien muodostumiseen. Vetyperoksidia  $H_2O_2$  käytetään usein prosesseissa, sillä se hajoo voimakkaasti hapestaviksi hydroksyyliiradikaaleiksi, jotka tehoavat useimpiin orgaanisiin molekyyliin. Jos vetyperoksidin yhteydessä käytetään myös UV-valoa, yleisimmin käytetty aallonpituus on 254 nm, koska sillä aallonpituudella vetyperoksidi hajoo hydroksyyliiradikaaleiksi. (Vogna et al. 2004)

Ternes (1998) havaitsi tutkimuksessaan, että vain 7 prosenttia karbamatsepiinista poistui jätevedenpuhdistusprosesseissa. Myös muut tutkimukset ovat päätyneet samansuuntaisiin lopputuloksiin. Pelkästään UV-valokäsittelyllä 7,5 % karbamatsepiinista saatiin poistettua (taulukko 2). (Ali et al. 2018) Ternes et al. (2002) on myös tutkinut erilaisia tekniikoita karbamatsepiinin poistamiseksi juomaveden valmistuksessa, jolloin havaittiin, että otsonointi oli erittäin tehokas tapa hapettaa karbamatsepiinia. Otsonoinnin (otsonin pitoisuus 0,5 mg/l) avulla karbamatsepiinista saatiin poistettua yli 90 prosenttia. Samassa tutkimuksessa GAC (granular activated carbon = rakeinen aktiivihiilisuodatus) taas pienensi karbamatsepiinin konsentraatiota yli 75 prosenttia, kun taas hidas hiekkasuodatus ja flokkulaatio rauta(III)kloridilla eivät olleet lainkaan tehokkaita keinoja poistaa karbamatsepiinia juomaveden tuotannossa. (Ternes et al. 2002) UV- ja  $H_2O_2$ -käsittelyn yhdistelmällä saadaan pienennettyä karbamatsepiinin pitoisuuksia merkittävästi. Samalla muodostuu akriidiiniväliaineita, jotka ovat orgaanisia yhdisteitä, joilla on mutageenistä ja karsinogeenistä aktiivisuutta. (Vogna et al. 2004).

Taulukko 2. Karbamatsepiinin poistumat eri menetelmiä käyttäen.  $C_{in}$  tarkoittaa karbamatsepiinin alkupitoisuutta ja PE (performance efficiency) tarkoittaa poistotehokkuutta.

Menetelmä	$C_{in}$	Ominaisuudet	PE (%)	Lähde
UV	5 mg/l	Vuontiheys 3600 mJ/cm <sup>2</sup> UV-valon aallonpituus 254 nm	7,50	Ali et al. 2018
UV/Fe <sup>2+</sup>	5 mg/l	Vuontiheys 3600 mJ/cm <sup>2</sup> UV-valon aallonpituus 254 nm c(Fe <sup>2+</sup> ) = 17,19 µmol/l pH= 3,0	12,70	Ali et al. 2018
UV/Fe <sup>3+</sup>	5 mg/l	Vuontiheys 3600 mJ/cm <sup>2</sup> UV-valon aallonpituus 254 nm c(Fe <sup>3+</sup> ) = 17,19 µmol/l pH= 3,0	22,10	Ali et al. 2018
UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	5 mg/l	Vuontiheys 3600 mJ/cm <sup>2</sup> UV-valon aallonpituus 254 nm c(H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) = 36 mg/l pH=3,0	60,20	Ali et al. 2018
UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> / Fe <sup>2+</sup>	5 mg/l	Vuontiheys 3600 mJ/cm <sup>2</sup> UV-valon aallonpituus 254 nm c(H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) = 36 mg/l c(Fe <sup>2+</sup> ) = 17,19 µmol/l pH=3,0	74,30	Ali et al. 2018
UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> / Fe <sup>3+</sup>	5 mg/l	Vuontiheys 3600 mJ/cm <sup>2</sup> UV-valon aallonpituus 254 nm c(H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) = 36 mg/l c(Fe <sup>3+</sup> ) = 17,19 µmol/l pH=3,0	90,60	Ali et al. 2018
AOP +biologinen hajotus	0,262 mg/l	UV-säteilyn vuontiheys 1800 mJ/cm <sup>2</sup> c(H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) = 10 mg/l	yli 90	Linden et al. 2012
Otsonointi O <sub>3</sub>	1 µg/l	c(O <sub>3</sub> ) = 0,5 mg/l T=23 °C pH=7,8	yli 90	Ternes et al. 2002
Fenton/ H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	5 mg/l	c(H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) = 25 mg/l c(Fe) = 0,01 g/l pH= 3,0	78,50	Shirazi et al. 2013
Fenton/ H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	5 mg/l	c(H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) = 70 mg/l c(Fe) = 0,01 g/l pH= 3,0	97,00	Shirazi et al. 2013
TiO <sub>2</sub> /UV	5 mg/l	UV lampun teho 250 W, intensiteetti 485W/m <sup>2</sup> c(TiO <sub>2</sub> ) = 0,02 g/l	86,50	Shirazi et al. 2013
PAC-MBR	5 µg/l	T= 22 ± 0,1° C pH=7,2–7,5	97,00	Nguyen et al. 2013

GAC-MBR	5 µg/l	T= 22 ± 0,1° C pH=7,2–7,5	98	Nguyen et al. 2013
MBR	5 µg/l	T= 22 ± 0,1° C pH=7,2–7,5	32	Nguyen et al. 2013
Aktiivilieteprosessia hyödyntävät jätevedenpuhdistamot (primäärinen & sekundäärinen käsittely)	54 ng/l (med.)	Koe toteutettu neljällä eri Tokion jätevedenpuhdistamolla	< 45	Nakada et al. 2006
MBR	5 µg/l	T= 26 ± 0,2° C pH= 7,3 ± 0,3	58	Wijekoon et al. 2013
CAS			< 10	Radjenovic et al. 2009
MBR		T= 20 ± 2° C	< 10	Radjenovic et al. 2009

Ali et al. (2018) tutkivat erilaisia UV-valoon ja AOP-menetelmiin pohjautuvia menetelmiä poistaa karbamatsepiinia. Kokeiden olosuhteissa (karbamatsepiinin lähtöpitoisuus 21,16 µmol/l tai 5,00 mg/l, UV-säteilyn vuontiheys 3100 mJ/cm<sup>2</sup>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> pitoisuus 1,06 mmol/l tai 36 mg/l, rautaionien pitoisuus Fe<sup>2+</sup>=Fe<sup>3+</sup> 17,19 µmol/l ja pH=3,0) eri menetelmien tehokkuus vaihteli pelkän UV-valon 7,5 prosentista UV-valon, vetyperoksidin ja Fe<sup>3+</sup>-ionin yhdistelmän 90,6 prosenttiin. Rautaionit toimivat prosessin katalyytteina. Vuontiheys tarkoittaa säteilyn tehoa pinta-alayksikköä kohden. Ali et al. (2018) raportoivat myös, että mitä happamampi ympäristö, mitä suurempi UV-valon vuontiheys sekä mitä suuremmat karbamatsepiinin lähtöpitoisuus ja H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> pitoisuus ovat, sitä suurempi puhdistustehokkuus. Rautaionien pitoisuuksilla oli myös merkitystä poistotehokkuudessa: mitä suurempi pitoisuus, sitä parempi hajotustehokkuus.

Shirazi et al. (2013) tutkivat karbamatsepiinin hajotusta titaanioksidin ja UV-valon kautta. Titaanioksidi toimi prosessissa katalyyttina, ja tehokkain hajotusprosessi saatiin aikaan titaanioksidin ja UV-valon yhdistelmällä. Tällöin päästiin jopa yli 99 prosentin hajotukseen. Lisäksi he tutkivat karbamatsepiinin hajottamista Fenton-prosessilla, jolloin tehokkuus vaihteli vetyperoksidin pitoisuuden mukaan 78,5 ja 97 prosentin välillä. Fenton-prosessin toiminta perustuu vetyperoksidin hapettamiskyvyn parantamiseen rautakatalyytin avulla happamissa olosuhteissa. (Hämäläinen et al. 2018, 58)

Linden et al. (2012) taas osoittivat, että AOP-käsittelyllä yhdistettynä biologiseen hajotusprosessiin saadaan aikaan merkittävä karbamatsepiinin puhdistustulos, mitä ei saavuteta kummallakaan menetelmällä yksistään. Perinteisellä jätevedenpuhdistamolla AOP-käsittelyssä muodostuvat hapetustuotteet mineralisoituvat aktiivilietteen bakteerien avulla, vaikka tyypillisesti hapetustuotteet eivät ole hyvin biohajoavia. Kokeen olosuhteissa (karbamatsepiinin lähtöpitoisuus 0,262 mg/l, UV-säteilyn vuontiheus 1800 mJ/cm<sup>2</sup>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> pitoisuus 10 mg/l) 90 prosenttia karbamatsepiinista saatiin hajotettua.

Biologiset ja mekaaniset puhdistusmenetelmät eivät ole niin tehokkaita karbamatsepiinin poistamiseksi. Membraanibioreaktorin avulla karbamatsepiinista saatiin poistettua vain 58 %. (Wijekoon et al. 2013) Myös Radjenovic et al. (2009) havaitsivat membraanibioreaktorin sekä aktiivihiihliuodatuksen olevan tehottomia karbamatsepiinin poistoon. Toisaalta yhdessä nämä menetelmät voivat olla erittäin tehokkaita poistaen karbamatsepiinista 97–98 prosenttia (Nguyen et al. 2013). Ilman täydentäviä käsittelymenetelmiä karbamatsepiinista poistui aktiivilieteprosessia hyödyntävillä jätevedenpuhdistamoilla keskimäärin vain 45 %, mikä johtui todennäköisesti karbamatsepiinin alhaisesta rasvaliukoisuudesta. (Nakada et al. 2006) Vieno (2014) tutki haitallisten aineiden poistumista laajemmin suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla, ja Suomen olosuhteissa sekä tutkimuksessa mukana olleilla jätevedenpuhdistamoilla karbamatsepiinista poistui puhdistusprosessin aikana keskimäärin vain 5 prosenttia.

## 6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Karbamatsepiini on useissa eri tutkimuksissa osoittautunut hyvin pysyväksi yhdisteeksi, jonka pitoisuudet ovat jätevedenpuhdistamoilla melko pieniä ja ympäristövaikutukset ovat vielä osin tuntemattomia (esim. Lindholm-Lehto 2012). Voidaan pohtia, kuinka tarpeellista näiden hyvin pienien määrien poistaminen on, kun akuuttia merkittävää haittaa ei ole tiedossa. Ympäristöstä löytyy kuitenkin lukuisia eri muitakin kemikaaleja, lääkeaineita ja haitallisia aineita, joiden yhteisvaikutukset pieninäkin pitoisuuksina ihmisiin ja vesiekosysteemeihin on vielä selvittämättä. Yleensä vesistöistä löytyvät pitoisuudet ovat pieniä, mutta mikäli aineiden vaikutusmekanismi on samankaltainen, voi yhteisvaikutus ollakin ajateltua suurempi. (Carvalho et al. 2014) Tietoa on olemassa vain niistä paikoista, missä mittauksia on tehty, joten voi myös olla, että pitoisuudet saattavat nousta korkeammiksi joillain alueilla.

Karbamatsepiini poistuu huonosti perinteisillä jätevedenpuhdistamoilla (esim. Nakada et al. 2006), mutta AOP-prosesseilla saadaan usein paljon parempia tuloksia aikaan (mm. Linden et al. 2012, Nguyen et al. 2013). AOP-prosessit ovat tyypillisesti kalliimpia toteuttaa kuin perinteisen jätevedenpuhdistamon prosessit, sillä ne vaativat useita kemikaaleja tai laitteita (Hämäläinen et al. 2018, 87). Täten olisikin järkevämpää yrittää pyrkiä vähentämään lääkejäämien syntyä niiden tuottoaikoilla. Esimerkiksi pistekuormituksen aiheuttavat sairaalat ja hoitolaitokset voisivat käsitellä oman jätevetensä ensin ennen niiden johtamista yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoille. Tällöin edistyneempiä puhdistusmenetelmiä voidaan käyttää pienemmälle määrälle käsiteltävää vettä, jolloin kustannuksissa voitaisiin saada säästöjä aikaiseksi. Myös puhdistustehokkuus voisi myös olla parempi, koska haitallisten aineiden alkupitoisuudet ovat korkeammat.

EU:n jätevetä koskevat direktiivit ovat muuttumassa lähitulevaisuudessa, ja uudistus tulee antamaan suuntaviivaa poistettavista aineista, poistotehokkuudesta ja monitoroinnin tarpeesta. Uudistuneessa ohjeistuksessa mm. asetetaan raja-arvot haitta-aineille, jotka vaativat täydentävää käsittelyä, lisätään tuottajavastuujärjestelmän piiriin kemian- ja lääketeollisuus. Tällöin niiden tulee kattaa mikrohaitta-aineiden lisäkäsittelystä aiheutuvat kustannukset. Ohjeistuksessa myös kannustetaan kemian- ja lääketeollisuutta tuomaan markkinoille vähemmän haitallisia tuotteita. Lisäksi jätevedenpuhdistamoiden tulee seu-



rata ja raportoida niiden suorituskykyindikaattoreita. (Euroopan komissio 2022, 10) Uudistuksen tultua voimaan se asettaa entistä tarkemmat raamit haitallisten aineiden poistamiselle, mikä tulee vaikuttamaan myös jätevedenpuhdistamoilla käytettäviin tekniikoihin. Poistotehokkuuden parantaminen tuo varmasti tarvetta tehdä uusia investointeja prosessilaitteistoon, sillä nykyisellään perinteiset jätevedenpuhdistamot ovat melko tehotomia poistamaan esimerkiksi karbamatsepiinia.

Jätevedessä olevien aineiden poistotehokkuuteen vaikuttavat reaktio-olosuhteet, kuten pH-taso, haitta-aineen pitoisuus, lämpötila sekä muut liuoksessa olevat aineet (Ali et al. 2018). Suomessa jätevedenpuhdistamoille tuleva vesi on talvella keskimäärin 7 °C, mutta voi laskea lähelle 0 °C (Vieno 2007, 79). Lämpötilan ohella myös pH on tutkimustilanteissa poikennut todellisen jätevedenpuhdistamon olosuhteista. Useissa tutkimuksissa pH on ollut selvästi happaman puolella, jopa niinkin alhainen kuin 3,0. Jätevedenpuhdistamoille tulevan jäteveden koostumus vaihtelee päästölähteen mukaan, mutta yhdyskuntajäteveden pH-arvo pysyttelee pääsääntöisesti 6–8 välillä (Karttunen et al. 2004, 494). Koska alhaisempi pH-arvo johtaa parempaan karbamatsepiinin puhdistustulokseen (Ali et al. 2018), on syytä pohtia, kuinka hyvin esimerkiksi tutkimuksien AOP-tekniikat toimivat tosielämässä jätevedenpuhdistamoilla. Niissä tutkimuksissa, joissa on saatu karbamatsepiinin poistolle hyviä tuloksia (mm. Ali et al. 2018, Shirazi et al. 2013, Linden et al. 2012), testiolosuhteet eivät ole vastanneet todellisen jätevedenpuhdistamon olosuhteita. Tutkimuksissa karbamatsepiinia on yritetty poistaa ideaaliolosuhteissa, joissa esim. karbamatsepiinin pitoisuudet ovat olleet todellisuutta paljon korkeampia, liuos on sisältänyt vain muutamia aineita, testit on tehty huoneenlämmössä ja pH on säädetty hyvin matalaksi. Muissakin tutkimuksissa (mm. Nakada et al. 2006) on todettu, ettei perinteiset jätevedenpuhdistusprosessit ole olleet tehokkaita poistamaan karbamatsepiinia. Toisaalta Nguyen et al. (2013) testasivat aktiivihiileen ja membraanibioreaktorin yhdistelmää synteettisellä jätevedellä ja saivat aikaan hyviä puhdistustuloksia. Tarvitaan lisää tutkimuksista esimerkiksi AOP-tekniikoiden käytöstä todellisuutta vastaavissa olosuhteissa, sillä kuten aiemmin todettua, karbamatsepiinin poistumistehokkuuteen vaikuttaa mm. pH, lämpötila, pitoisuus sekä muut liuoksessa läsnä olevat yhdisteet. Lisäksi monitorointia on lisättävä, jotta saadaan paremmin kartoitettua nykytilanne sekä saadaan tuloksia poistomenetelmien tehokkuudesta.

## 7 YHTEENVETO

Jätevedenpuhdistuksen tarkoituksena on puhdistaa jätevedestä löytyviä haitallisia aineita ja pienentää pitoisuuksia ympäristölle vähemmän haitalliseen muotoon ennen purkuvesistöön päätymistä. Jätevedenpuhdistus koostuu usein esi- ja pääkäsittelymenetelmistä, minkä lisäksi voidaan tarvita täydentäviä menetelmiä jäteveden laadusta ja puhdistamon koosta riippuen. Täydentäviä menetelmiä tarvitaan esimerkiksi lääkejäämien poistamiseksi.

Jätevedessä yleisesti esiintyviä haitallisia aineita ovat mm. ravinteet, mikromuovit, raskasmetallit, kiintoainekset ja BOD sekä lääkeainejäämät. Haitallisia aineita kulkeutuu viemäreitä pitkin jätevedenpuhdistamolle mm. kuluttajien käyttämien lääkkeiden, pesu- ja siivousaineiden sekä kosmetiikan vuoksi. Osa haitallisista aineista poistuu perinteisissä jätevedenpuhdistusprosesseissa melko hyvin (esim. mikromuovit), kun taas esimerkiksi osa lääkeaineista ei juuri lainkaan.

Karbamatsepiini on Suomessa yleisimmin käytetty epilepsialääke, minkä lisäksi sitä käytetään myös mielialalääkkeenä sekä hermosäryn hoitoon. Karbamatsepiinilla ei tiedetysti ole akuutteja ympäristövaikutuksia, mutta sen on todettu olevan hyvin pysyvä yhdiste, jota on löydetty kaikista jätevesien purkuvesistöistä. Toisaalta karbamatsepiinin hajoamistuotteena saattaa syntyä karbamatsepiinia itseään haitallisempia akridiineja, joilla on mm. karsinogeenisiä ominaisuuksia. Karbamatsepiini on myös hyvin pysyvä yhdiste, eikä kaikkia eri kemiallisten yhdisteiden yhteisvaikutuksia sekä pitkäaikaisen altistuksen vaikutuksia tiedetä, vaikka pääasiassa ympäristössä esiintyvät pitoisuudet ovatkin pieniä.

Karbamatsepiinin esiintyminen vesistöissä herättää kasvavaa huolta. Tämän kandidaatin työn tavoitteena oli tutkia erilaisia menetelmiä ja tekniikoita karbamatsepiinin poistamiseksi jätevesistä sekä arvioida niiden tehokkuutta ja soveltuvuutta käytännön jätevedenpuhdistuksessa. Tutkielman tulokset osoittavat, että perinteisillä jätevedenpuhdistusprosesseilla ei saavuteta hyvää puhdistustulosta karbamatsepiinin poistamiseksi. Karbamatsepiinin tehokkaaseen poistamiseen tarvitaankin täydentäviä käsittelymenetelmiä. Työssä tarkasteltiin useita erilaisia tekniikoita, kuten AOP-menetelmiä, otsonointia, UV-säteilyä ja membraanibioreaktoria sekä niiden kykyä poistaa karbamatsepiinia jätevesistä.

Tulosten perusteella havaittiin, että karbamatsepiinin poistamiseksi on olemassa useita tehokkaita tekniikoita, kun olosuhteet ovat optimaaliset. Membraanibioreaktori yhdistettynä aktiivihiihikäsittelyyn ja otsonointi olivat tehokkaimpia keinoja poistaa karbamatsepiinia tehokkaasti, kun jäteveden pH oli noin 7. Kun pH laskettiin hyvin alas (pH=3), myös useat AOP-menetelmät, jotka perustuvat UV-valokäsittelyyn ja vetyperoksiidiin, olivat hyvin tehokkaita. Täytyy kuitenkin huomioida, että useissa tutkimuksissa koeolosuhteet eivät vastanneet todellisen jätevedenpuhdistamon olosuhteita, joten ne eivät ole sellaisenaan sovellettavissa ja yhtä tehokkaita jätevedenpuhdistamoilla.

Yhteenvetona voidaan todeta, että karbamatsepiinin poistaminen jätevesistä vaatii monitahoista lähestymistapaa, jossa hyödynnetään useita erilaisia käsittelymenetelmiä. Jatko-tutkimuksessa olisi tärkeää syventää ymmärrystä valituista menetelmistä ja niiden soveltuvuudesta erilaisiin jätevedenpuhdistusympäristöihin. Lisäksi olisi hyödyllistä syventyä tarkemmin eri puhdistusmenetelmien tehokkuuteen erilaisissa ympäristöolosuhteissa ja selvittää niiden mahdolliset ympäristövaikutukset. Tarvitaan myös lisää tietoa ympäristössä esiintyvien kemiallisten yhdisteiden pitkäaikais- ja yhteisvaikutuksista.

## LÄHDELUETTELO

Albuquerque, P. B. S., Oliveira, W. F., Silva, P. M. S., Correia, M. T. S., Coelho, L. C. B. B., 2019. Flocculant polysaccharides mainly from plants. Teoksessa: Vollan, E., (toim.) Flocculation: Processes and Applications. New York: Nova (Chemistry Research and Applications). S. 1-46. ISBN 978-1-53614-340-9

Ali, F., Khan, J., Shah, N., Sayed, M., Khan, H., 2018. Carbamazepine degradation by UV and UV-assisted AOPs: Kinetics, mechanism and toxicity investigations. Process Safety and Environmental Protection 117 (2018). S. 307-314.

Carvalho R.N., Arukwe A., Ait-Aissa S., Bado-Nilles A., Balzamo S., Baun A., Belkin S., Blaha L., Brion F., Conti D., Creusot N., Essig Y., et.al 2014. Mixtures of Chemical Pollutants at European Legislation Safety Concentrations: How Safe Are They? Toxicol. Sci. 141. S. 218–233.

Dordio, A. & Carvalho A. J. P., 2014. Removal of pharmaceuticals in conventional wastewater treatment plants. Teoksessa: Barrett, L.M., (toim.) Wastewater Treatment: Processes, Management Strategies and Environmental/health Impacts. Hauppauge. New York: Nova Science Publishers, Inc (Environmental Science, Engineering and Technology). S. 1–44. ISBN 978-1-63482-491-0 (e-Book)

Droste, R., 1997. Theory and practice of water and wastewater treatment. John Wiley & Sons, Inc. S. 800. ISBN 0-471-12444-3

Euroopan komissio, 2022. Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive - European Commission (europa.eu) Saatavissa: [https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive\\_en](https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive_en) [viitattu 6.5.2024]

Euroopan parlamentti 2018. Mikromuovit: lähteet, haitat ja EU:n ratkaisut. Saatavissa: <https://www.europarl.europa.eu/news/fi/headlines/society/20181116STO19217/mikromuovit-lahteet-haitat-ja-eu-n-ratkaisut> [viitattu 8.3.2024]

Ekholm-Peltonen, M., Heikkinen, M., Helin, M., Hentilä, H., Rintala, J., Tertsunen, J., Tuohino, J., Virtanen, K., 2022. Oulujoen–Iijoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuosille 2022–2027 Osa 1: Vesienhoitoaluekohtaiset tiedot. Laine, A., Aronsuu K. (toim.) Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 8/2022.

Freitas, R., Almeida, Â, Calisto, V., Velez, C., Moreira, A., Schneider, R., Esteves, V., Wrona, F., Figueira, E., Soares, A., 2016. The impacts of pharmaceutical drugs under ocean acidification: New data on single and combined long-term effects of carbamazepine on *Scrobicularia plana*. *Science of the Total Environment*: 541. S. 977–985.

Fimea, 2023. Lääkehaut ja luettelot, Lääkehaku [verkkodokumentti]. Saatavissa: [https://fimea.fi/laakehaut\\_ja\\_luettelot/laakehaku?p\\_p\\_id=fi\\_yja\\_fimea\\_med\\_web\\_MedSearchPortlet\\_INSTANCE\\_fuSYT6VC2ced&p\\_p\\_lifecycle=1&p\\_p\\_state=normal&p\\_p\\_mode=view&\\_fi\\_yja\\_fimea\\_med\\_web\\_MedSearchPortlet\\_INSTANCE\\_fuSYT6VC2ced\\_javax.portlet.action=%2Flaakehaku%2Fsearch&p\\_auth=vHvFFUt5](https://fimea.fi/laakehaut_ja_luettelot/laakehaku?p_p_id=fi_yja_fimea_med_web_MedSearchPortlet_INSTANCE_fuSYT6VC2ced&p_p_lifecycle=1&p_p_state=normal&p_p_mode=view&_fi_yja_fimea_med_web_MedSearchPortlet_INSTANCE_fuSYT6VC2ced_javax.portlet.action=%2Flaakehaku%2Fsearch&p_auth=vHvFFUt5) [viitattu 24.11.2023]

Fimea, 2024. Lääkehaut ja luettelot, Kulutustiedot [verkkodokumentti]. Saatavissa: [https://fimea.fi/laakehaut\\_ja\\_luettelot/kulutustiedot](https://fimea.fi/laakehaut_ja_luettelot/kulutustiedot) [viitattu 12.1.2024]

Gambeta, E., Chichorro, J., Zamponi, G., 2020. Trigeminal neuralgia: An overview from pathophysiology to pharmacological treatments. *Molecular Pain* 16, 1744806920901890. <https://doi.org/10.1177/1744806920901890>.

Hai, F., Yang, S., Asif, M., Sencadas, V., Shawkat, S., Sanderson-Smith, M., Gorman, J., Xu, Z., Yamamoto, K., 2017. Review: Carbamazepine as a Possible Anthropogenic Marker in Water: Occurrences, Toxicological Effects, Regulations and Removal by Wastewater Treatment Technologies. *MDPI: Water* 2018, 10, 107; doi:10.3390/w10020107 Saatavissa: <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/2/107> [viitattu 19.4.2024]

Hammer, M., J., Hammer, M., J. Jr. 2012. *Water and Wastewater Technology*. 7 th edition. Pearson Education, Inc. S.460

Han Y., Ma, M., Oda, Y., Rao, K., Wang, Z., Yang, R., Liu, Y., 2019. Insight into the generation of toxic products during chloramination of carbamazepine: Kinetics, transformation pathway and toxicity, *Science of The Total Environment*, Volume 679, 2019. S 221-228. ISSN 0048-9697

Hopcroft, F., 2014. *Wastewater Treatment Concepts and Practices*. [N.p.]: Momentum Press.

Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY, 2019. Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2019 - Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamot. HSY:n julkaisu 3/2020. S. 24

Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY, 2024a. Vesi ja viemärit. Jätevedenpuhdistusprosessi lyhyesti. Jätevedenpuhdistusprosessi. [verkkodokumentti] Saatavissa: <https://www.hsy.fi/vesi-ja-viemarit/jatevedenpuhdistusprosessi-lyhyesti/> [viitattu 1.6.2024]

Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY, 2024b. Vesi ja viemärit. Typpikuorma. Proteiinin liikasyönti rehevöittää Itämeren. [verkkodokumentti] Saatavissa: <https://www.hsy.fi/vesi-ja-viemarit/typpikuorma/> [viitattu 1.6.2024]

Hämäläinen, A., Moilanen, M., Hokajärvi, A., Pitkänen, T., Meriläinen, P., Miettinen, I. 2018. Juomavesien epäpuhtauksien poistotekniikat talous- ja jätevesilaitoksilla. *Terveyden ja hyvinvoinnin laitos (THL). Työpaperi 43/2018*. S. 103. ISBN 978-952-343-260-4

Karttunen, E., 1999. *Vesihuoltotekniikan perusteet*. Opetushallitus. Helsinki. S.205

Karttunen, E., Kiuru, H. & Tuhkanen, T. 2004. *Vesihuolto: 2*. Helsinki: Suomen rakennusinsinöörien liitto. S. 684

Kela & Fimea. *Suomen lääketilasto 2020*. S. 288. Saatavissa: [https://www.julkari.fi/bitstream/handle/10024/143550/Suomen\\_laaketilasto\\_2020.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://www.julkari.fi/bitstream/handle/10024/143550/Suomen_laaketilasto_2020.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Kustannus Oy Duodecim, 2016. Konjugaatio. Etusivu. Sairaudet ja hoito. Lääketieteen sanasto. Sisällysluettelo. K. Konjugaatio. [verkkodokumentti] Saatavissa: <https://www.terveyskirjasto.fi/ltt01721> [viitattu 29.4.2024]

Kümmerer, K., 2010. Pharmaceuticals in the Environment. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 2010. 35:57–75.

Linden, K., Keen, O., Love, N., Aga, D., 2012. Demonstrating Advanced Oxidation Coupled with Biodegradation for Removal of Carbamazepine. WERF Report INFR6SG09). Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA, USA.

Lehtoranta, S., Malila, R., Fjäder, P., Laukka, V., Mustajoki, J., Äystö, L., 2021. Jätevesien ravinteet kiertoon turvallisesti ja tehokkaasti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 18/2021. Suomen ympäristökeskus. S. 84. ISBN 978-952-11-5390-7 (PDF) Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/server/api/core/bitstreams/24373692-94ff-431b-b145-8d23c7c7d277/content>

Lindholm-Lehto, P., 2016. Occurrence of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment plants and receiving surface waters in central and southern Finland. Jyväskylä: Jyväskylän yliopisto. Saatavissa: [https://jyx.jyu.fi/bitstream/handle/123456789/50899/978-951-39-6717-8\\_Lindholm-Lehto.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://jyx.jyu.fi/bitstream/handle/123456789/50899/978-951-39-6717-8_Lindholm-Lehto.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Muurinen, E. 2023. Erotusprosessit. Luentomateriaali. Oulu: Oulun yliopisto.

Mäkinen, J., Peltola, J., Rainesalo, S., 2019. Vaikuttaako entsyymi-induktio karbamatsiiniin asemaan epilepsian ensisijaislääkkeenä? *Lääketieteellinen aikakauskirja Duodecim.* 135:1022–1028.

Nakada, N., Tanishima, T., Shinohara, H., Kiri, K. & Takada, H. 2006. Pharmaceutical chemicals and endocrine disrupters in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment. *Water research (Oxford)*, 40(17), S. 3297–3303.

Nguyen, L., Hai, F., Kang, J., Nghiem, L., Price, W., Guo, W., Ngo, H., Tung, K., 2013. Comparison between sequential and simultaneous application of activated carbon with

membrane bioreactor for trace organic contaminant removal. *Bioresource Technology* 130 (2013), S. 412–417

Pelkonen, O., Raunio, H., 1998. Mitä tiedämme lääkeaineiden metaboliasta. *Lääketieteen aikakauskirja Duodecim*. 114(10): 971-977

Poyatos, J., Muñio, M., Almecija, M., Torres, J., Hontoria, E. & Osorio, F., 2009 Advanced oxidation processes for wastewater treatment: state of the art. *Water, Air, and Soil Pollution*. 205: 187–204

Radjenovic, J., Petrovic, M., Barceló, D., 2009. Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. *Water Research* 43. 2009. S. 831-841.

Setälä, S., Suikkanen, S., 2020. Suomen merialueen roskaantumisen lähteet. Suomen Ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskuksen raportteja; 9/2020. S.119. Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/items/6d970a86-7a2f-421e-ab62-07d0d773d45e>

Shirazi, E., Torabian, A. & Nabi-Bidhendi, G. 2013. Carbamazepine Removal from Groundwater: Effectiveness of the TiO<sub>2</sub>/UV, Nanoparticulate Zero-Valent Iron, and Fenton (NZVI/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) Processes. *Clean : soil, air, water*, 41(11), S. 1062-1072.

Tilastokeskus, väestörakenne. Suomi lukuina. StatFin / Väestörakenne / 11ra -- Tunnuslukuja väestöstä alueittain, 1990–2022. [https://pxdata.stat.fi/PxWeb/pxweb/fi/StatFin/StatFin\\_\\_vaerak/statfin\\_vaerak\\_pxt\\_11ra.px/table/tableViewLayout1/](https://pxdata.stat.fi/PxWeb/pxweb/fi/StatFin/StatFin__vaerak/statfin_vaerak_pxt_11ra.px/table/tableViewLayout1/)

Ternes, T. 1998. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research*, Vol. 32, No. 11, S.3245-3260

Ternes, T., Meisenheimer, M., McDowell, D., Sacher, F., Brauch, H., Haist-Gulde, B., Preuss, G., Wilme, U. & Zulei-Seibert, N., 2002. Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environ. Sci. Technol* 36. S. 3855–3863.

UNESCO & HELCOM. 2017. Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region – A status report. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 149.



Vernouillet, G., Eullaffroy, P., Lajeunesse, A., Blaise, C., Gagné, F., Juneau, P., 2010. Toxic effects and bioaccumulation of carbamazepine evaluated by biomarkers measured in organisms of different trophic levels. *Chemosphere* 80 (2010). S. 1062–1068

Vesi.fi. Kiintoaine. Etusivu. Sanasto. Vesisanasto. Kiintoaine. [verkkodokumentti] Saatavissa: <https://www.vesi.fi/sanasto/#kirjain-K> [viitattu 26.4.2024]

Vieno, N., Tuhkanen, T., Kronberg, K., 2006a. Analysis of neutral and basic pharmaceuticals in sewage treatment plants and in recipient rivers using solid phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry detection. *Journal of Chromatography A*, Volume 1134, 2006, S. 101-111

Vieno, N., Tuhkanen, T., Kronberg, L., 2006b. Elimination of pharmaceuticals in sewage treatment plants. *Water Research*, Volume 41, Issue 5, 2007, S. 1001-1012.

Vieno, N. 2007. Occurrence of Pharmaceuticals in Finnish Sewage Treatment Plants, Surface Waters, and Their Elimination in Drinking water Treatment Processes.

Vieno, N., 2014. Haitalliset aineet jätevedenpuhdistamoilla -hankkeen loppuraportti, Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 34. Suomi: Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 279 s. ISBN (pdf) 978–952–6697-02-4

Vieno, N., Sarvi, M., Salo, T., Rämö, S., Ylivainio, K., Pitkänen, T. & Kusnetsov, J., 2018. Puhdistamolietteiden sisältämien haitta-aineiden aiheuttamat riskit lannoitekäytössä. *Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 58/2018. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-661-2>

Vogna, D., Marotta, R., Andreozzi, R., Napolitano, A., d’Ischia, M., 2004. Kinetic and chemical assessment of the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> treatment of antiepileptic drug carbamazepine, *Chemosphere*, 54(2004), S. 497–505. Ying, M., Wu, J., Oakes, K.D, Hu, A., 2014. Removal of pharmaceuticals and personal care products from wastewater. Teoksessa: Barrett, L.M., (toim.) *Wastewater Treatment: Processes, Management Strategies and Environmental/health Impacts*. Hauppauge. New York: Nova Science Publishers, Inc (Environmental Science, Engineering and Technology). S. 81-. ISBN 978-1-63482-491-0 (e-Book)

Wijekoon, K., Hai, F., Kang, J., Price, W., Guo, W., Ngo, H., Nghiem, L., 2013. The fate of pharmaceuticals, steroid hormones, phytoestrogens, UV-filters and pesticides during MBR treatment. *Bioresource Technology* 144, 2013, S. 247–254