



**TURUN  
YLIOPISTO**

Matemaattis-luonnontieteellinen  
tiedekunta

## **Sedimenttien vaikutus rehevöitymiseen**

Geologia  
LuK-tutkielma  
Mira Ritala

19.5.2025  
Turku

Turun yliopiston laatu järjestelmän mukaisesti tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu  
Turnitin OriginalityCheck -järjestelmällä.

LuK-tutkielma

**Pääaine:** Geologia

**Tekijä:** Mira Ritala

**Otsikko:** Sedimenttien vaikutus rehevöitymiseen

**Ohjaaja:** Eila Hietaharju

**Sivumäärä:** 28 sivua

**Päivämäärä:** 19.5.2025

---

Vesiekosysteemien toimintaan vaikuttavat monet fysikaalis-kemialliset tekijät, jotka säätelevät aineiden kiertoa tuottajien ja kuluttajien välillä. Vesistöjen ainekiertoihin vaikuttavat mm. veden lämpötila- ja suolaisuuskerrostuneisuus, rajallinen happipitoisuus ja pH.

Rehevöitymisellä tarkoitetaan vesistöissä esiintyvän kasviplanktonin liiallista tuotantoa ja sen myötä runsastuvaa biomassaa. Rehevöitymisen taustalla on usein valuma-alueelta peräisin olevat kasviraavinteet, joista fosfori ja typpi ovat perustuottajille tärkeimpiä. Sisävesissä fosfori toimii tuottajien kasvua säätelevänä minimiravinteena, kun taas merialueilla typpi on useimmiten perustuotantoa rajoittava ravinne. Ulkoinen ravinnekuormitus voidaan jakaa piste- ja hajakuormitukseen. Pistekuormituksen lähteet ovat helposti tunnistettavia ja hallittavia, kuten teollisuuden tuotantolaitoksia ja jätevesipuhdistamoita, mutta hajakuormitukseen vaikuttavat valuma-alueen geologiset ominaisuudet ja maankäyttömuodot. Ihmistoiminnalla on merkittävä rooli vesistöihin kohdistuvassa ulkoisessa kuormituksessa.

Typpi ja fosfori esiintyvät maaperässä ja vesistöissä biomassaan sitoutuneena sekä epäorgaanisina yhdisteinä. Typen ja fosforin kiertoa näiden eri muotojen välillä säätelevät mm. mikrobien hajotusprosessit pohjasedimentissä. Orgaanisen aineksen hajottaminen kuluttaa happea ja rehevöityneen vesistön pohjalla runsas mikrobitoiminta voi johtaa pohjasedimentin hapettomuuteen. Hapettomissa oloissa pohjasedimentistä alkaa vapautua sedimenttiin sitoutuneita ravinteita, erityisesti fosforia, sisäisenä kuormituksena. Sedimentistä vapautuvat ravinteet voivat ylläpitää vesistön rehevöitymistä pitkään, vaikka ulkoinen kuormitus loppuisikin.

Sisäisen kuormituksen lähteenä on ravinteita vapauttava pohjasedimentti, mutta sen hillitsemiseksi on useita keinoja, joilla pohjasedimentin tilaa voidaan parantaa jälleen ravinteita sitovaksi. Alusveden ja pohjasedimentin happipitoisuutta voidaan parantaa hapettamalla, mikä edistää ravinteiden säilymistä pohjasedimenttiin sitoutuneena. Muita rehevöityneiden vesistöjen kunnostamiseen käytettyjä keinoja ovat esimerkiksi biomanipulaatio, ruoppaus ja fosforin kemiallinen saostaminen. Vesistöjen kunnostuksissa käytetään yleensä useita edellä mainituista keinoista.

---

**Avainsanat:** Rehevöityminen, sisäinen kuormitus, fosfori, typpi

# Sisällys

<b>1</b>	<b>JOHDANTO</b> .....	4
<b>2</b>	<b>VESIEKOSYSTEEMIN FYSIKAALIS-KEMIAALLISET PROSESSIT</b> .....	5
2.1	Vesiekosysteemin biologinen rakenne ja toiminta .....	5
2.2	Veden tiheyseroista johtuva kerrostuneisuus .....	5
2.3	Happipitoisuus ja hapenkulutus.....	6
2.4	pH.....	6
<b>3</b>	<b>REHEVÖITYMINEN ILMIONÄ</b> .....	8
3.1	Rehevöitymisen ilmentyminen vesistöissä .....	8
3.2	Ravinnelähteet.....	8
3.2.1	Fosfori .....	9
3.2.2	Typpi.....	9
3.3	Sisävedet vs. merialueet .....	10
<b>4</b>	<b>RAVINTEIDEN SITOUTUMINEN SEDIMENTTEIHIN</b> .....	11
4.1	Fosforin kierto .....	11
4.1.1	Fosfori maaperässä .....	11
4.1.2	Fosfori vesistöissä ja pohjasedimenteissä .....	12
4.2	Typhen kierto .....	13
4.2.1	Typpi maaperässä .....	13
4.2.2	Typpi vesistöissä ja pohjasedimentissä.....	13
4.3	Rikkiyhdisteet.....	14
<b>5</b>	<b>SISÄINEN KUORMITUS</b> .....	16
5.1	Vesiekosysteemin ainekiertoihin vaikuttavat tekijät .....	16
5.2	Hajotus hapettomissa oloissa .....	17
5.2.1	Redox-potentiaali.....	17
<b>6</b>	<b>KEINOJA VÄHENTÄÄ SISÄISTÄ KUORMITUSTA</b> .....	19
6.1	Alusveden hapetus.....	19
6.2	Sedimentin poistaminen .....	19
6.3	Biomanipulaatio eli ravintoketjukurkennostus.....	20
6.4	Fosforin kemiallinen saostaminen .....	20
<b>7</b>	<b>CASE-TAPAUKSIA SUOMESTA</b> .....	22
7.1	Vesijärvi, Lahti .....	22
7.2	Itämeri.....	23
<b>8</b>	<b>YHTEENVETO</b> .....	26
	<b>LÄHTEET</b> .....	27

# 1 Johdanto

Vesiekosysteemit ovat monitahoisia kokonaisuuksia, jotka muodostuvat elollisista ja elottomista tekijöistä (Helminen *et al.* 1995). Luonnossa ei esiinny täysin puhdasta vettä, vaan siihen on aina liuenneena erilaisia kaasuja ja ravinneaineita, jotka ylläpitävät ja säätelevät vesiekosysteemin toimintoja (Helminen *et al.* 1995). Ravinteita päätyy vesistöihin luontaisestikin, mutta ihmistoiminta voi monin tavoin lisätä vesistöihin kohdistuvaa ravinnekuormitusta, joka aiheuttaa rehevöitymistä, eli vesistön tuotantotason kasvua (Helminen *et al.* 1995, Weil ja Brady 2017).

Vesistöjen pohjalle muodostuu sedimenttiä, johon tiivistyy vesistön ja sen lähialueen kehityshistoria ja siihen vaikuttaneet prosessit (Helminen *et al.* 1995, Håkansson ja Jansson 2002). Pohjasedimentti toimii monien aineiden ja ravinteiden varastona, mutta toisaalta se on myös jatkuvassa tasapainoon pyrkivässä vuorovaikutuksessa yläpuolisen vesimassan kanssa (Lappalainen ja Matinvesi 1990, Søndergaard *et al.* 2003). Vesistön rehevöitymiskehityksen näkökulmasta onkin tärkeää tarkastella myös pohjasedimentin roolia vesiekosysteemin kokonaisravinnetalouden kannalta (Helminen *et al.* 1995, Søndergaard *et al.* 2003).

## 2 Vesiekosysteemin fysikaalis-kemialliset prosessit

### 2.1 Vesiekosysteemin biologinen rakenne ja toiminta

Vesiekosysteemin eliöt voidaan jakaa perustuottajiin ja kuluttajiin, joista perustuottajiin kuuluvat suurkasvit, kasviplankton, fotosynteettiset bakteerit sekä erilaiset levät, joiden kasvua säätelevät lämpö- ja valaistusolot sekä saatavilla olevat ravinteet (Helminen *et al.* 1995). Kuluttajiin kuuluu puolestaan monenlaisia eliöitä bakteereista selkärangkaisiin, ja eri kuluttajatasojen kautta ravinteet kiertävät uudelleen hajotettavaksi ja ekosysteemin hyödynnettäväksi (Helminen *et al.* 1995).

Rantavyöhykkeellä suurkasvit ovat vesiekosysteemin tärkeimpiä tuottajia, mutta ulappa-alueilla korostuu kasviplanktonin osuus perustuotannossa, sillä syvillä vesialueilla ei esiinny juurikaan suurkasveja (Helminen *et al.* 1995). Perustuottajista muodostuu eniten hajotettavaa orgaanista ainesta vesiekosysteemeissä (Helminen *et al.* 1995).

### 2.2 Veden tiheyseroista johtuva kerrostuneisuus

Veden molekyyliarakenteen takia veden tiheys on suurimmillaan n. + 4°C lämpötilassa (Matinvesi *et al.* 1990, Helminen *et al.* 1995). Koska lämpötila vaikuttaa veden tiheyteen, havaitaan vesistöissä yleensä kesä- ja talviaikaan lämpötilakerrostuneisuutta (Helminen *et al.* 1995). Kesäaikaan lämpimin vesi kerrostuu pintaan, kun taas talvella pintakerroksen vesi on kylmempää kuin pohjalla (Matinvesi *et al.* 1990). Tasalämpöisiä pinta- ja alusvesikerroksia erottaa harppauskerros, jossa vesimassan lämpötila voi muutaman metrin matkalla muuttua jyrkästi (Helminen *et al.* 1995).

Keväällä ja syksyllä vesimassa voi sekoittua joko kokonaan tai osittain, kun veden lämpötilakerrostuneisuus murtuu vuodenaikojen lämpötilamuutosten johdosta (Helminen *et al.* 1995). Kevät- ja syystäyskierron aikana veteen lienneet ravinteet pääsevät tasoittumaan koko vesimassaan ja happirikasta päällysvettä kulkeutuu pohjan syvänteisiin (Helminen *et al.* 1995).

Lämpötilan lisäksi myös suolapitoisuus vaikuttaa veden tiheyteen, minkä vuoksi meri- ja murtovesialueilla havaitaan kerrostuneisuutta suolapitoisuuden suhteen (Helminen *et al.* 1995, Pitkänen ja Lehtoranta 2010). Esimerkiksi Itämeri on suurelta osin kerrostunut suolaisuuden suhteen, mikä johtuu suuresta jokivalunnasta ja rajoitetusta valtameriyhteydestä (Pitkänen ja Lehtoranta 2010). Itämeressä suolaisuuden

harppauskerros on 50–70 metrin syvyydessä ja sen alapuolinen vesikerros on pintaosia merkittävästi suolaisempaa ja siten myös eristyksissä aineiden kierrolta ja ilmakehän hapelta (Pitkänen ja Lehtoranta 2010).

### 2.3 Happipitoisuus ja hapenkulutus

Happea liukenee veteen vesikasvien ja levien fotosynteesin tuotoksena sekä suoraan ilmakehästä, ja sen liukoisuuteen vaikuttavat veden lämpötila, kerrostuneisuus ja ilmanpaine (Helminen *et al.* 1995). Happea kuluttavia prosesseja ovat puolestaan vesieliöiden hengitysaineenvaihdunta sekä orgaanisen aineksen hajotus (Helminen *et al.* 1995).

Hajotettavan orgaanisen aineksen määrä on runsainta pohjasedimentin pintaosissa, jossa aerobiset mikrobitoiminnot ovat tehokkaimmillaan n. 10 cm:n syvyyteen asti (Lappalainen ja Matinvesi 1990). Hapen tunkeutuminen sedimenttiin on kuitenkin hidasta ja mikrobien aktiivinen hajotustoiminta kuluttaa kaiken saatavilla olevan hapen, minkä vuoksi hyväkuntoisissakin vesistöissä pintasedimentti voi olla pysyvästi hapellista vain parin senttimetrin matkalta (Lappalainen ja Matinvesi 1990). Syvemmällä sedimentissä hajotusprosessit ovat yleisimmin hapettomia, ja niissä on mukana mm. metaani-, rauta- ja rikkibakteereita (Lappalainen ja Matinvesi 1990).

Vesistön yleistilan selvityksessä voidaan hyödyntää sedimentistä tehtävää biologisen hapenkulutuksen (BHK<sub>7</sub>) määrittystä (Lappalainen ja Matinvesi 1990). BHK-luku kertoo, paljonko happea kuluu tietyllä ajanjaksolla, kun mikrobit hajottavat orgaanista ainesta (Lyytimäki ja Hakala 2008). BHK<sub>7</sub> kertoo siis eloperäisen aineksen hajotukseen kuluvan hapen määrän seitsemän vuorokauden ajalta (Lyytimäki ja Hakala 2008).

### 2.4 pH

Veden happamuutta kuvaava pH-arvo ilmaistaan liuoksen vetyionikonsentraation (H<sup>+</sup>) logaritmin vastalukuna (Lahermo *et al.* 1996). Mitä pienempi pH-luku on, sitä happamampi liuos on kyseessä (Lahermo *et al.* 1996). Neutraalin liuoksen pH on 7 ja luonnonvesien pH voi vaihdella arvojen 4–10 välillä (Lyytimäki ja Hakala 2008). Sadevesi on luontaisesti hieman hapanta johtuen hiilihaposta, jota muodostuu hiilidioksidin reagoidessa veden kanssa (Lahermo *et al.* 1996, Lyytimäki ja Hakala 2008). Samaan tapaan myös tietyt ilmansaasteet, kuten rikki- ja typpiyhdisteet, happamoittavat

maaperää ja vesistöjä märkälasseumana, kun ne reagoivat sadeveden kanssa (Lahermo *et al.* 1996, Lyytimäki ja Hakala 2008). Maaperässä tietyt positiivisesti varautuneet emäskationit (kalsium, magnesium, kalium ja natrium) kykenevät puskuroimaan happamoitumista kationinvaihtoprosessissa, jossa maahiukkasten pinnoille sitoutuneet kationit vaihtavat paikkaa vetyionien kanssa (Lahermo *et al.* 1996, Lyytimäki ja Hakala 2008). Meriveden suolat kykenevät tehokkaasti puskuroimaan happamuutta, mutta sisävesissä puskurointikyky on yleisesti ottaen heikompi (Lyytimäki ja Hakala 2008).

Suomessa monet järvet ovat luontaisesti happamia, sillä valuma-alueelta kulkeutuu vesistöihin humusyhdisteitä, joiden heikot hapot alentavat pH-arvoa (Matinvesi *et al.* 1990, Lahermo *et al.* 1996). Toisaalta humuksen sisältämät emäksiset ryhmät puskuroivat tehokkaasti ulkopuolelta tulevaa happokuormitusta (Matinvesi *et al.* 1990, Lyytimäki ja Hakala 2008).

Valuma-alueen geologiset olosuhteet, happamuutta puskuroivien emäskationien määrä ja vesistön humuspitoisuus vaikuttavat vesistöjen pH-arvoon (Lyytimäki ja Hakala 2008). Myös vesiekosysteemin perustuotannolla on vaikutusta veden pH-tasoon, sillä tehokas yhteyttäminen nostaa veden pH-arvoa (Helminen *et al.* 1995).

### 3 Rehevöityminen ilmiönä

Vesistöjen rehevöitymisellä tarkoitetaan yleisesti ottaen kasviplanktonin liiallista tuotantoa ja sen myötä runsastuvaa biomassaa (Lappalainen 1990). Kasviplanktonin tuotantoa säätelevät pääasiassa veden valaistusolosuhteet, lämpötila sekä saatavilla olevat ravinteet (Helminen *et al.* 1995). Tärkeimmät kasviplanktonin kasvuun vaikuttavat ravinteet ovat fosfori ja typpi, joista erityisesti fosforilla on keskeinen rooli sisävesiekosysteemeissä (Helminen *et al.* 1995).

#### 3.1 Rehevöitymisen ilmentyminen vesistöissä

Lappalaisen (1990) mukaan kemiallisia analyyseja on käytetty vesien tilan seurannassa jo 1960-luvulta lähtien ja tyypillisiä indikaattoreita rehevöitymisestä ovat mm. seuraavat muutokset pohjan läheisessä vesimassassa:

- *happivajaus (alle 3 mg O<sub>2</sub> / litra)*
- *nitraattitypen väheneminen (alle 100 mg N / m<sup>3</sup>)*
- *ammoniumtypen lisääntyminen (yli 100 mg N / m<sup>3</sup>)*
- *rautapitoisuuden lisääntyminen (yli 500 mg Fe / m<sup>3</sup>)*
- *fosforipitoisuuden lisääntyminen (yli 30 mg P / m<sup>3</sup>)*

Analyysitason muutosten lisäksi rehevöitymisen voi havaita esimerkiksi kalastusverkkojen limoittumisena, kalasaaliin makuvirheinä sekä laajentuneina leväongelmina (Lappalainen 1990). Rehevöityminen vaikuttaa vesistön ekologiseen tilaan heikentävästi ja vaikeuttaa myös virkistyskäyttöä (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010).

#### 3.2 Ravinnelähteet

Vedessä ravinteet esiintyvät liuenneina orgaanisina yhdisteinä, epäorgaanisina ioneina sekä mineraalihiukkasiin ja kuolleeseen orgaaniseen ainekseen sitoutuneina hiukkasina (Helminen *et al.* 1995). Vesistöihin kulkeutuu ravinteita huuhtoutumana valuma-alueelta sekä ilmaitse, ja näitä vesistön ulkopuolisia ravinnelähteitä kutsutaan ulkoiseksi kuormitukseksi (Helminen *et al.* 1995). Liiallinen ja pitkään jatkunut ulkoinen kuormitus onkin yksi rehevöitymisen pääsyyistä (Lappalainen 1990).

Pistekuormituksella tarkoitetaan selkeästi tunnistettavia ravinne- lähteitä, kuten yhdyskuntien jätevesiä ja teollisuuden tuotantolaitoksia (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010, Weil ja Brady 2017). Hajakuormitus on puolestaan vaikeammin tunnistettavissa tai hallittavissa, ja siihen vaikuttavat mm. valuma-alueen koko, maaperän ominaisuudet sekä maankäyttömuodot (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010, Weil ja Brady 2017).

### 3.2.1 Fosfori

Fosfori on kasveille ja eläimille elintärkeä, sillä se on olennainen osa mm. genetiikkaa ja proteiinisynteesiä säätelevissä DNA:ssa ja RNA:ssa (Weil ja Brady 2017). Fosforista valtaosa onkin sitoutuneena elävään ja kuolleeseen orgaaniseen ainekseen, joten se ei ole suoraan tuottajien hyödynnettävissä (Helminen *et al.* 1995).

Fosforia kulkeutuu vesistöihin laskeumana sekä pintavaluntana purojen ja jokien välityksellä (Helminen *et al.* 1995). Valumavesien mukana kulkeutuvan fosforin määrään vaikuttavat erityisesti valuma-alueen kivilajit sekä maankäyttö (Helminen *et al.* 1995). Esimerkiksi metsänraivaus, karjanlaidunnus ja maanmuokkaus lisäävät maaperän eroosiota ja fosforin huuhtoutumista valuma-alueelta (Weil ja Brady 2017). Suurin osa huuhtoutuvasta fosforista on sitoutuneena vedessä liikkuvaan kiintoainekseen, erityisesti savikkoalueilla (Lahermo *et al.* 1996, Lyytimäki ja Hakala 2008).

### 3.2.2 Typpi

Fosforin ohella typpi on toinen perustuottajien kannalta tärkeä ravinne (Helminen *et al.* 1995). Kasvi- ja eliökunnassa typpellä on keskeinen rooli, sillä sitä on kaikissa aminohapoissa, joista muodostuvat proteiinit sekä biologisia prosesseja säätelevät entsyymit (Weil ja Brady 2017). Tyypeä on myös klorofyllissä eli lehtivihreässä, joka on yhteyttämisen kannalta olennainen molekyyli (Weil ja Brady 2017). Kesäaikaan vesistöjen rehevyystasoa voidaan arvioida a-klorofyllipitoisuuden perusteella, sillä kaikissa yhteyttävissä kasveissa ja levissä esiintyy a-klorofylliä (Helminen *et al.* 1995).

Vedessä typpi esiintyy monissa eri muodoissa, kuten molekylaarisena typpinä ( $N_2$ ), nitriitti- ja nitraattimuodossa ( $NO_2$  ja  $NO_3$ ), ammoniumtyppinä ( $NH_4$ ) sekä erilaisina orgaanisina yhdisteinä (Helminen *et al.* 1995).

Tyypeä päätyy vesistöihin suoraan ilmasta sateiden mukana ja kuivalaskeumana, huuhtoutumalla valuma-alueelta sekä kaasumaista tyypeä sitovien prosessien tuotteena

(Helminen *et al.* 1995). Suurin osa vedessä esiintyvistä liukoisista typpiyhdisteistä onkin lähtöisin ilman molekyylarisesta typestä ja muista ilmakehän typpeä sisältävistä kaasuista (mm. NO ja NH<sub>3</sub>) (Helminen *et al.* 1995, Lahermo *et al.* 1996).

### 3.3 Sisävedet vs. merialueet

Fosforin ja typen pitoisuudet vesiekosysteemeissä vaikuttavat kasvukaudella eniten perustuottajien kasvuun, ja yleisesti ottaen yhteyttävät eliöt tarvitsevat fosforia ja typpeä painosuhteessa 1:7 (Lyytimäki ja Hakala 2008). Suomen sisävesissä liukoisessa muodossa olevaa fosforia on merkittävästi vähemmän kuin typpeä, jolloin fosfori toimii tuottajien kasvua säätelevänä minimiravinteena (Helminen *et al.* 1995, Lyytimäki ja Hakala 2008). Tämän takia järviekosysteemit reagoivat herkästi lisääntyvään fosforikuormitukseen, joka johtaa perustuottajien runsaaseen kasvuun ja järven rehevöitymiseen (Lyytimäki ja Hakala 2008).

Merissä, varsinkin murtovesialueilla, minimiravinteena puolestaan toimii typpi, sillä liukoista fosforia on enemmän saatavilla (Lyytimäki ja Hakala 2008). Tähän vaikuttaa erityisesti veden sulfaattipitoisuus, joka on paljon suurempi merivedessä kuin makeissa sisävesissä (Pitkänen ja Lehtoranta 2010). Merialueiden rehevöitymiskehityksessä merkittävässä roolissa on pohjasedimentin happipitoisuuden vaikutus fosforin, raudan ja rikkiä sisältävien sulfaattien välisiin kemiallisiin reaktioihin (Pitkänen ja Lehtoranta 2010).

## 4 Ravinteiden sitoutuminen sedimentteihin

Valuma-alueelta ja ilmakehästä peräisin olevat aineet ja ravinteet kiertävät vesiekosysteemeissä vaihtelevin nopeuksin eri yhdisteiden muodossa (Helminen *et al.* 1995). Osa niistä voi kulkeutua eteenpäin lasku-uoman kautta, kun taas osa vajoaa pohjaan ja sitoutuu pysyvästi tai tilapäisesti sedimenttiin (Helminen *et al.* 1995).

Vesistön pohjasedimentti koostuu mm. maalta huuhtoutuneista turve- ja mineraalipartikkeleista sekä eri hajoamisvaiheissa olevasta orgaanisesta aineksesta, kuten kuolleiden kasvien osista, siitepölystä sekä vesistöissä eläneiden levien, bakteerien ja muiden eliöiden jäänteistä (Lappalainen ja Matinvesi 1990, Helminen *et al.* 1995). Suomalaisissa järvissä vuotuinen sedimentoitumisnopeus mitataan yleisesti ottaen millimetreissä, mutta tähän vaikuttavia tekijöitä ovat järven virtausolosuhteet, pohjan muodot sekä järven rehevyystaso (Helminen *et al.* 1995). Sedimentin muodostuminen onkin runsainta rehevien järvien syvännealueilla (Helminen *et al.* 1995).

### 4.1 Fosforin kierto

#### 4.1.1 Fosfori maaperässä

Muihin ravinteisiin verrattuna fosforia on maaperässä niukasti ja se on yleisesti ottaen liukenemattomassa muodossa, sillä se sitoutuu tiukasti maahiukkasiin ja muodostaa kestäviä yhdisteitä muiden aineiden kanssa (Weil ja Brady 2017). Kaikki maaperässä luontaisesti esiintyvä fosfori on peräisin kallioperän fosforia sisältävien mineraalien rapautumisesta (Lyytimäki ja Hakala 2008). Myös maataloudessa käytettävien väkilannoitteiden fosfori louhitaan kallioperästä (Lyytimäki ja Hakala 2008).

Maaperän pH-arvolla on suuri merkitys sille, kuinka fosfori reagoi muiden aineiden kanssa tai kuinka paljon sitä esiintyy liukoisessa muodossa maanesteessä (Weil ja Brady 2017). Happamissa olosuhteissa fosforia sitoutuu ensisijaisesti alumiini- ja rautayhdisteisiin tai maanesteessä liunneena esiintyviin rauta- ja alumiinikationeihin ( $\text{Fe}^{3+}$  ja  $\text{Al}^{3+}$ ), kun taas kalkkipitoisessa maaperässä ja emäksisissä olosuhteissa fosfori reagoi kalsiumin kanssa muodostaen niukkaliukoisia kalsiumfosfaattiyhdisteitä (Weil ja Brady 2017).

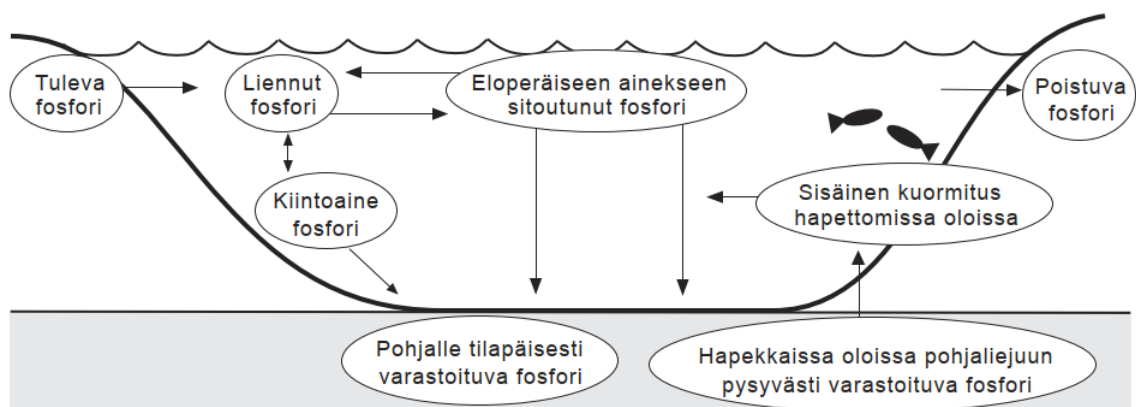
#### 4.1.2 Fosfori vesistöissä ja pohjasedimenteissä

Fosforin esiintyminen vesistöissä ja sedimenteissä voidaan jakaa karkeasti kolmeen luokkaan (Weil ja Brady 2017):

1. biomassaan sitoutunut orgaaninen fosfori
2. kalsiumiin sitoutunut epäorgaaninen fosfori
3. rautaan tai alumiiniin sitoutunut epäorgaaninen fosfori

Mitä rehevämpi vesistö on, sitä enemmän se sisältää biomassaan sitoutunutta orgaanista fosforia, ja runsaan perustuotannon seurauksena pohjalle laskeutuvan kuolleen orgaanisen aineksen määrä on suurta (Lappalainen ja Matinvesi 1990). Eloperäisen aineksen hajottamisprosessissa mikrobit muuttavat orgaanisen fosforin liukoiksi fosfaatti-ioneiksi, jotka reagoivat herkästi mm. rauta-, alumiini- ja kalsiumkationien kanssa muodostaen kestäviä fosfaattiyhdisteitä, ja tämän myötä fosforia sitoutuu sedimenttiin liukenemattomassa muodossa (Weil ja Brady 2017). Fosfaatti-ionit voivat myös adsorboitua suoraan mineraali- ja humuspartikkeleiden pinnalle (Helminen *et al.* 1995, Weil ja Brady 2017).

Kuva 1 havainnollistaa fosforin kiertoa vesiekosysteemissä. Järvien fosforitase voidaan arvioida mittaamalla valuma-alueelta kulkeutuvan fosforin määrä ja vähentämällä siitä lasku-uomien kautta poistuvat fosforivirrat (Lappalainen ja Matinvesi 1990). Järven pohjalle asennettavien laskeutussyinterien avulla voidaan lisäksi mitata pohjalle laskeutuvan sedimentaation määrä (Lappalainen ja Matinvesi 1990).



**Kuva 1.** Fosforin kiertokulku vesistöissä (Lyytimäki ja Hakala 2008).

Järven pohjasedimentti voi toimia fosforille joko tilapäisenä tai pysyvänä varastona, riippuen mm. pohjasedimentin happitilanteesta (Lappalainen ja Matinvesi 1990, Lyytimäki ja Hakala 2008). Hapettomissa olosuhteissa sedimentti pidättää epäorgaanista fosforia huonosti, mikä johtaa sisäiseen ravinnekuormitukseen, joka voi olla moninkertainen ulkoiseen kuormitukseen verrattuna (Lappalainen 1990). Sisäiseen kuormitukseen liittyviä prosesseja ja sen vaikutusta vesiekosysteemeissä käsitellään tarkemmin luvussa 5.

## 4.2 Typen kierto

### 4.2.1 Typpi maaperässä

Ilmakehästä lähes 80 % on typpikaasua ( $N_2$ ), joka sellaisenaan ei ole useimpien tuottajien hyödynnettävissä, sillä kahden typpiatomien välinen kolmoissidos tekee siitä hyvin inertin, eli typpikaasu ei herkästi reagoi muiden aineiden kanssa (Weil ja Brady 2017). Tietyt maaperässä esiintyvät bakteerit kykenevät kuitenkin hyödyntämään ilmakehän typpeä suoraan muuntaen sen muille tuottajille ja eliöille käyttökelpoisempiin muotoihin (Weil ja Brady 2017). Maaperän prosesseissa typpeä esiintyy monissa muodoissa, mutta kasveille käyttökelpoisimpia ovat ammoniumtyppi ( $NH_4^+$ ) ja nitraattityppi ( $NO_3^-$ ) (Helminen *et al.* 1995, Weil ja Brady 2017).

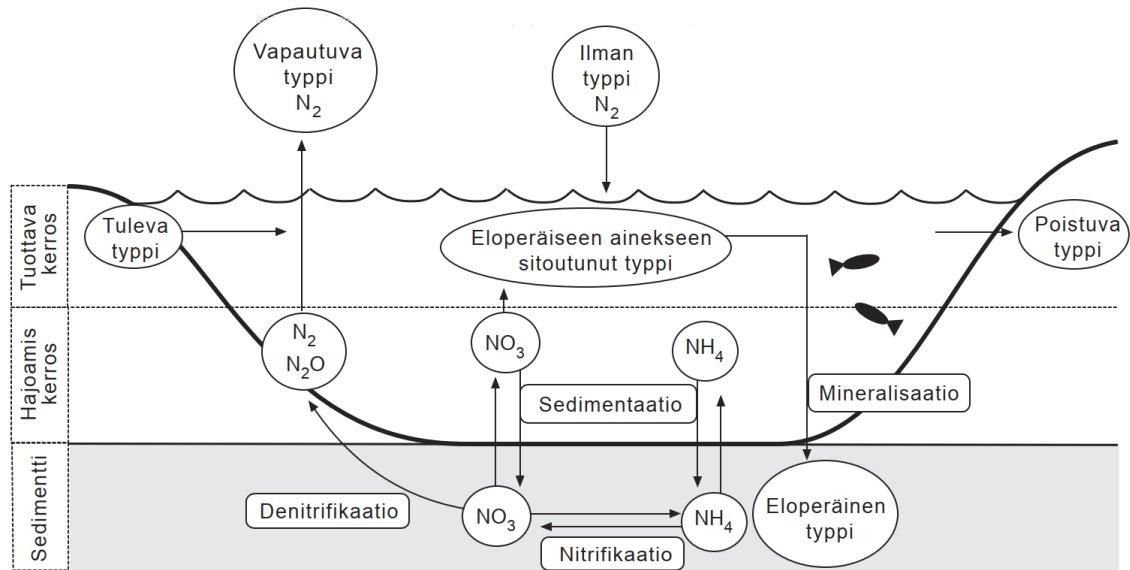
Valtaosa maaperässä olevasta tpeestä on sitoutuneena suurimolekyylisiin orgaanisiin yhdisteisiin, joista mikrobien hajotustoiminnan tuloksena muodostuu epäorgaanista ammoniumtyppeä, joka puolestaan hapettuu nopeasti nitriitin ( $NO_2^-$ ) kautta nitraatiksi (Weil ja Brady 2017). Tämän nitrifikaatioprosessin myötä suurin osa epäorgaanisesta tpeestä on maaperässä nitraattimuodossa (Weil ja Brady 2017). Nitraatti kulkeutuu herkästi pinta- ja pohjavalunnan mukana vesistöihin, sillä se ei yleisesti ottaen sitoudu kovin hyvin maapartikkeleihin, toisin kuin ammoniumtyppi (Lyytimäki ja Hakala 2008, Weil ja Brady 2017).

### 4.2.2 Typpi vesistöissä ja pohjasedimentissä

Valuma-alueelta vesistöihin kulkeutuva typpi on yleisimmin nitraattimuodossa, joka on suoraan tuottajille käyttökelpoista (Lyytimäki ja Hakala 2008, Weil ja Brady 2017). Kuten maaperän typpeä sitovat bakteerit, myös sinilevät eli syanobakteerit pystyvät sitomaan typpeä ( $N_2$ ) suoraan ilmasta, mutta nekin hyödyntävät ensisijaisesti veteen

liuenneena olevaa ammonium- ja nitraattityyppiä tuotannossaan (Helminen *et al.* 1995, Weil ja Brady 2017).

Kuvassa 2 havainnollistetaan typen kiertoa vesiekosysteemissä. Perustuottajat hyödyntävät tehokkaasti veteen liuennun typen ja runsas perustuotanto aiheuttaa vesistön pohjalle lisääntyvää sedimentaatiota (Helminen *et al.* 1995, Lyytimäki ja Hakala 2008).



**Kuva 2.** Typen kiertokulku vesistöissä (Lyytimäki ja Hakala 2008).

Mineralisaatioprosessissa pohjasedimentin mikrobit muuntavat kuolleeseen eloperäiseen ainekseen sitoutuneen typen takaisin ammoniumtypeksi, ja hapellisissa olosuhteissa sitä seuraa nopeasti nitrifikaatioprosessi (Helminen *et al.* 1995, Weil ja Brady 2017). Pohjasedimentissä tapahtuva nitrifikaatio kuluttaa happea ja lakkaa vähitellen, kun happipitoisuus alenee (Helminen *et al.* 1995). Hapettomissa olosuhteissa sedimentistä vapautuu ammoniumtyyppiä takaisin alusveteen, ja tietyt anaerobiset mikrobit pelkistävät nitraatin molekylaarisiksi typeksi (N<sub>2</sub>) tai typpioksiduuliksi (N<sub>2</sub>O) denitrifikaatioksi kutsutussa prosessissa (Helminen *et al.* 1995, Weil ja Brady 2017). Osa denitrifikaation lopputuotteista sitoutuu uudelleen tuottajiin, mutta osa poistuu vesistöstä takaisin ilmakehään (Helminen *et al.* 1995, Weil ja Brady 2017).

### 4.3 Rikkiyhdisteet

Vaikka fosfori ja typpi ovat yleisimmät perustuottajien kasvua säätelevistä ravinteista, on myös rikillä merkittävä rooli vesistöjen ravinnetaloudessa (Weil ja Brady 2017).

Maaperässä ja sedimenteissä rikkiä esiintyy alkuainemuodon lisäksi orgaanisissa yhdisteissä, sulfaatteina ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) sekä sulfideina ( $\text{S}^{2-}$ ), ja typen tapaan rikin kierto näiden olomuotojen välillä on pitkälti riippuvainen mikrobien toiminnasta sekä hapetus-pelkistysreaktioista (Weil ja Brady 2017). Vesistöjen sedimenteissä rikki on yleisesti pelkistyneenä sulfidiksi, mutta hapen läsnä ollessa mikrobit hapettavat sen sulfaateiksi, joita tuottajat kykenevät hyödyntämään (Håkanson ja Jansson 2002, Weil ja Brady 2017). Rikin hapetusreaktiot eivät ole kovin pH-riippuvaisia, vaan ne voivat tapahtua pH:n ollessa arvojen 2 ja 9 välillä (Weil ja Brady 2017). Anaerobisissa olosuhteissa sulfaatit pelkistyvät takaisin sulfideiksi, jotka puolestaan reagoivat herkästi mm. rautakationien kanssa muodostaen kiinteitä rautasulfideja (Pitkänen ja Lehtoranta 2010, Weil ja Brady 2017).

## 5 Sisäinen kuormitus

Yleisesti ottaen vesistöjen pohjasedimentissä on merkittävästi suuremmat ravinnevarastot kuin yläpuolisessa vesimassassa, ja vesistön ravinnetalouden kannalta onkin ratkaisevaa, missä määrin sedimentin ravinteita siirtyy takaisin veteen sisäisenä kuormituksena (Helminen *et al.* 1995, Søndergaard *et al.* 2003). Sisäinen kuormitus voi ylläpitää vesistön rehevöitymiskehitystä, vaikka ulkoinen ravinnekuormitus saataisiinkin loppumaan (Helminen *et al.* 1995).

### 5.1 Vesiekosysteemin ainekiertoihin vaikuttavat tekijät

Pohjaeläinten ja kalojen toiminta sekä esimerkiksi voimakas tuuli voivat saada aikaan sen, että pohjalle laskeutunutta ainesta pölyyää takaisin ylempiin vesikerroksiin, eli sedimenttiä resuspendoituu (Helminen *et al.* 1995). Tällöin sedimenttihiukkasiin sitoutuneita ravinteita voi liueta takaisin vesimassaan ja tuottajien käyttöön edistäen sisäistä kuormitusta (Lappalainen 1990, Håkanson ja Jansson 2002). Myös pohjasedimentissä muodostuvien kaasujen kulkeutuminen yläpuoliseen vesimassaan voi aiheuttaa sedimentin resuspendoitumista (Helminen *et al.* 1995).

Veden kerrostuneisuus vaikuttaa vesiekosysteemin biologiseen toimintaan, aineiden kiertoon sekä vesistössä tapahtuviin kemiallisiin prosesseihin (Matinvesi *et al.* 1990, Helminen *et al.* 1995). Kerrostuneisuuden aikana alusveden ravinteet eivät kulkeudu pintaosien tuottajien käyttöön ja toisaalta alusveteen ei pääse sekoittumaan happipitoista päällysvettä, mikä voi johtaa pohjasedimentin happikatoon (Matinvesi *et al.* 1990, Helminen *et al.* 1995).

Veden happipitoisuus ja pH vaikuttavat sekä vesiekosysteemin eliöiden elintoimintoihin että ravinteiden liukoisuuteen ja saatavuuteen (Helminen *et al.* 1995). Veden ja sedimentin happipitoisuus on tärkeä tekijä vesiekosysteemin hajotustoiminnan kannalta, sillä happipitoisuuden alentuessa alle 4 mg/l aerobisten organismien hajotuskyky alkaa alentua merkittävästi (Lappalainen ja Matinvesi 1990). Ilmanpaineen ohella lämpötila vaikuttaa hapen kyllästyspitoisuuteen vedessä, mikä osaltaan aiheuttaa ongelmia, kun kasvukaudella lämpötilan nousu alentaa veden happipitoisuutta, mutta toisaalta se myös nopeuttaa vesieliöiden aineenvaihduntaa ja siten lisää hapenkulutusta (Lappalainen ja Matinvesi 1990). Rehevissä vesistöissä runsas perustuotanto ja aktiivinen hajotustoiminta

kuluttavat hapen pohjanläheisestä vesimassasta ja pohjasedimentistä, jolloin olosuhteet pohjalla muuttuvat anaerobisiksi (Lappalainen 1990).

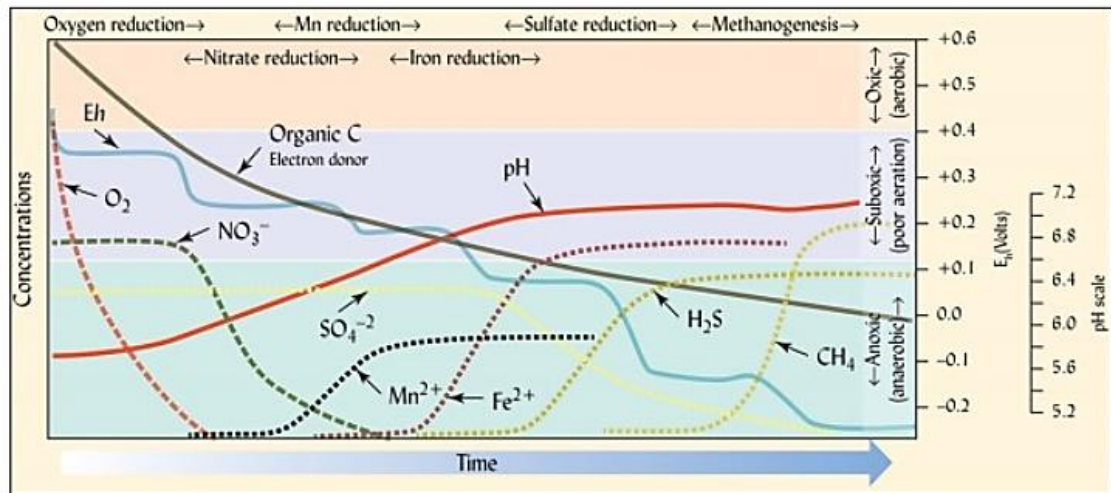
## 5.2 Hajotus hapettomissa oloissa

Kaikki orgaanisen aineksen hajottaminen kuluttaa happea, mutta osa hajottajista kykenee toimimaan myös hapettomissa eli anaerobisissa olosuhteissa (Helminen *et al.* 1995, Weil ja Brady 2017). Hapettomissa oloissa yleinen hajotusmuoto on metanogeneesi, jossa mikrobitoiminnan seurauksena muodostuu metaanikaasua (Helminen *et al.* 1995). Muodostuvasta metaanista vain pieni osa saattaa kulkeutua ilmakehään, sillä vedessä olevat mikrobit kykenevät nopeasti hapettamaan metaanin (Helminen *et al.* 1995).

### 5.2.1 Redox-potentiaali

Hapetus-pelkistysreaktioissa, eli redox-reaktioissa, elektroni tai elektroneja siirtyy atomilta toiselle vaikuttaen aineiden kemiallisiin ominaisuuksiin (Weil ja Brady 2017). Elektroneja vastaanottava aine toimii reaktiossa hapettimena, kun taas elektroneja luovuttava aine on pelkistin (Weil ja Brady 2017). Aineiden hapetusluku kertoo siirtyneiden elektronien määrän ja hapetusluvun muutoksilla on vaikutusta mm. aineiden liukoisuuteen (Weil ja Brady 2017). Redox-potentiaali ( $E_h$ ) puolestaan on suure, joka kuvaa elektronien taipumusta siirtyä atomilta toiselle, ja sen arvo voidaan määrittää voltteina (V) tai millivolteina (mV) (Weil ja Brady 2017).

Happi ( $O_2$ ) on yleinen hapetin, sillä se reagoi herkästi muiden aineiden kanssa vastaanottaen elektroneja monilta eri aineilta ja yhdisteiltä, ja hapen pelkistysreaktiot ovatkin kaiken aerobisen soluhengityksen ja hajotustoiminnan keskiössä (Weil ja Brady 2017). Anaerobiset hajottajat ovat sopeutuneet hapettomiin olosuhteisiin ja pystyvät hyödyntämään aineenvaihdunnassaan vapaan hapen ( $O_2$ ) sijaan muita aineita, pelkistäen nitraattia ( $NO_3^-$ ), mangaania ( $MnO_2$ ), rautahydroksidia ( $Fe(OH)_3$ ), sulfaatteja ( $SO_4^{2-}$ ) ja lopulta hiilidioksidia ( $CO_2$ ) (Håkanson ja Jansson 2002, Weil ja Brady 2017). Nämä pelkistysreaktiot etenevät edellä kuvatussa järjestyksessä ja redox-potentiaaliltaan erilaisissa olosuhteissa, joita on kuvattu tarkemmin kuvassa 3.



**Kuva 3.** Pelkistysreaktioiden kulku ja sen vaikutus sedimentin redox-potentiaaliin ja pH-arvoon (Weil ja Brady 2017).

Anaerobiset mikrobit hyödyntävät ensisijaisesti saatavilla olevia nitraatteja, mikä ylläpitää pohjasedimentin redox-potentiaalin sellaisella tasolla, että rautasidonnainen fosfori ei pääse liukenemaan (Lappalainen ja Matinvesi 1990). Mikäli vesistön pohjasedimentti on pitkään hapeton ja sedimentin redox-potentiaali alenee 0,2 volttiin, anaerobiset hajottajat hyödyntävät sedimentissä olevia rautamineraaleja pelkistäen niukkaliukoisesta  $\text{Fe}^{3+}$  helposti liukenevaan muotoon  $\text{Fe}^{2+}$  (Weil ja Brady 2017). Tällöin myös rautayhdisteisiin sitoutunutta fosforia vapautuu pohjasedimentistä takaisin vesimassaan sisäisenä kuormituksena (Helminen *et al.* 1995, Weil ja Brady 2017).

Sedimentin redox-potentiaalin alentuessa lähes 0 volttiin metanogeeniset bakteerit alkavat tuottaa metaania saatavilla olevista hiiliyhdisteistä, pääosin hiilidioksidista (Håkanson ja Jansson 2002, Weil ja Brady 2017). Melko samoissa olosuhteissa esiintyy myös rikkiyhdisteitä pelkistäviä mikrobeja, joten erityisesti merialueilla sulfaattien merkitys korostuu metaaninmuodostumista rajoittavana tekijänä sedimentin anaerobisissa olosuhteissa (Håkanson ja Jansson 2002, Weil ja Brady 2017). Rikkibakteerien tuottama rikkivety ( $\text{H}_2\text{S}$ ) on myrkyllistä eliöille ja voi vaikuttaa negatiivisesti vesiekosysteemiin, mikäli sitä pääsee liukenemaan veteen merkittäviä määriä (Håkanson ja Jansson 2002, Weil ja Brady 2017).

## 6 Keinoja vähentää sisäistä kuormitusta

### 6.1 Alusveden hapetus

Rehevöityneissä vesistöissä runsas perustuotanto ja hajotustoiminta voivat johtaa tilanteeseen, jossa erityisesti syvänealueille muodostuu happikadosta kärsiviä alueita, joilla hapettomat olosuhteet edistävät sisäistä kuormitusta (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Alusveden hapettamisella voidaan parantaa pohjan olosuhteita, jotta pohjasedimenttiin sitoutuneet ravinteet eivät niin herkästi liukene takaisin vesimassaan (Helminen *et al.* 1995, Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Hapettamisella ehkäistään erityisesti fosforin liukenemistä sedimentistä (Helminen *et al.* 1995).

Erilaisia hapetusmenetelmiä on useita ja niiden käyttökelpoisuus riippuu kunnostuksen kohteena olevan vesistön ominaispiirteistä, kuten syvyydestä, lämpötilakerrostuneisuudesta ja hapettomien alueiden suhteesta vesistön kokonaispinta-alaan (Helminen *et al.* 1995, Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Sekoittamalla pinta- ja alusvettä saadaan vesimassan kerrostuneisuus rikottua ja siten parannettua pohjan happitilannetta, kun hapekasta päällysvettä pääsee kiertämään pohjalle (Helminen *et al.* 1995). Vaihtoehtona on lisäksi ilmastus, jossa pohjanläheiseen veteen pumpataan ilmaa (Helminen *et al.* 1995). Oikein mitoitettuna pohjan hapettaminen on mahdollista toteuttaa myös rikkomatta veden kerrostuneisuutta, jolloin estetään ravinteiden kulkeutuminen pinnan tuottajien käyttöön (Pitkänen ja Lehtoranta 2010).

### 6.2 Sedimentin poistaminen

Koska sisäisen kuormituksen lähde on ravinteita vapauttava pohjasedimentti, on ruoppaaminen yksi keino parantaa vesistön tilaa (Helminen *et al.* 1995). Pohjasedimentin ruoppaaminen vaatii huolellista suunnittelua, mutta se voi olla tehokas apu sisäisen kuormituksen hillitsemiseksi, kun huonokuntoinen sedimentti poistetaan vesiekosysteemistä (Helminen *et al.* 1995, Viinikkala *et al.* 2005). Usein ruoppaustoimenpiteet keskittyvät lähinnä rantojen kunnostukseen, ja laajat kunnostusruoppaukset ovat harvinaisia korkeiden kustannusten vuoksi (Viinikkala *et al.* 2005). Pienissä ja matalissa järvissä voidaan kuitenkin toteuttaa jopa koko pohjasedimentin poistaminen ruoppaamalla (Viinikkala *et al.* 2005).

Kunnostustoimien suunnitteluvaiheessa on tärkeää selvittää ruoppaamisella tavoiteltavat pitkän aikavälin hyödyt sekä mahdolliset lyhytkestoiset haitat, kuten veden samentuminen, ravinnepäästöt sedimentistä sekä vaikutukset aluskasvillisuuteen ja pohjaeliöstöön (Viinikkala *et al.* 2005). Ruoppaamisessa oleellista on myös poistettujen maamassojen jälkikäsitteily ja läjittäminen siten, ettei niistä aiheudu ravinteiden ja kiintoaineksen huuhtoutumista takaisin vesistöön (Viinikkala *et al.* 2005). Ravinnerikkaita ruoppausmassoja voidaan hyödyntää maanparannusaineena peltoviljelyssä, viheralueiden maisemoinnissa tai täyttömaana erilaisissa rakennushankkeissa (Viinikkala *et al.* 2005).

### **6.3 Biomanipulaatio eli ravintoketjukunnostus**

Rehevöityneissä vesistöissä kalakannat muodostuvat usein särkikalavaltaisiksi, sillä ne ovat petokaloja vaatimattomampia vedenlaadun suhteen (Kairesalo *et al.* 1990, Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Tämä puolestaan johtaa vesiekosysteemin ravintoverkkojen epätasapainoon ja voi ylläpitää vesistön sisäistä kuormitusta, kun särkikalat aiheuttavat sedimentin laajamittaista resuspendoitumista etsiessään ravintoa pohjaliejusta (Kairesalo *et al.* 1990).

Biomanipulaatiolla tarkoitetaan tehokalastuksen kohdistamista särkikaloihin sekä muihin eläinplanktonia ravinnokseen käyttäviin kaloihin (Kairesalo *et al.* 1990). Tämä mahdollistaa sen, että suurikokoisten eläinplanktonlajien kannat runsastuvat ja ne hillitsevät kasviplanktonin kasvua, mikä puolestaan parantaa vedenlaatua ja vähentää sinileväesiintymiä (Kairesalo *et al.* 1990). Tehokalastuksen myötä vesistöistä poistuu myös merkittäviä määriä kaloihin sitoutunutta fosforia, mikä osaltaan auttaa vähentämään vesistön ravinnepitoisuuksia (Kairesalo *et al.* 1990). Myös petokalaistutuksilla on tärkeä rooli ravintoketjukunnostuksen toteuttamisessa ja saavutettujen tulosten ylläpidossa (Kairesalo *et al.* 1990, Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Biomanipulaatio vaatii pitkäjänteistä työtä, mutta sen avulla on useissa rehevöityneissä vesistöissä saavutettu vedenlaadun paranemista sekä leväkukintojen vähentymistä (Kairesalo *et al.* 1990, Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010).

### **6.4 Fosforin kemiallinen saostaminen**

Fosfori reagoi herkästi rauta- ja alumiiniyhdisteiden kanssa, joten liukoisen fosforin määrää vedessä voidaan alentaa saostamalla sitä rauta- ja alumiinisuolojen avulla

(Helminen *et al.* 1995, Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Samaa tekniikkaa hyödynnetään myös jätevesien käsittelyssä puhdistamoilla (Helminen *et al.* 1995, Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Luonnonvesissä saostuskemikaalien käyttö edellyttää kuitenkin huolellista suunnittelua, sillä väärin käytettynä ne voivat olla vahingollisia mm. kaloille (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010).

Alumiinikloridi on yleisesti käytetty saostuskemikaali ja sen etuna on kyky sitoa fosforia sedimenttiin myös hapettomissa olosuhteissa (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Alumiinikloridin käyttö kuitenkin alentaa veden pH:ta, joten saostuksen yhteydessä on huolehdittava vesistön riittävästä puskurointikapasiteetista (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Fosforin kemiallisen saostamisen vaikutus on usein lyhytaikainen eikä siten tarjoa pitkäkestoista ratkaisua rehevöityneen vesistön kunnostamiseen (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Ravinteiden kemiallista saostamista käytetään harvoin pelkästään, mutta sillä voidaan täydentää muita vesistön kunnostustoimia, kuten hapettamista ja ruoppaamista (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010).

## 7 Case-tapauksia Suomesta

### 7.1 Vesijärvi, Lahti

Päijät-Hämeessä sijaitseva Vesijärvi kuuluu Kymijoen vesistöalueeseen ja se on muodostunut viimeisimmän jääkauden lopulla syntyneiden Salpausselkien väliin (Keto 2010, Pekkarinen 2010). Sen lasku-uomana toimii Vääksynjoki, joka yhdistää Vesijärven Päijänteeseen (Keto 2010). Vesijärvi on pinta-alaltaan 109 km<sup>2</sup>, ja se jakautuu neljään syvänealueeseen, joita ovat Enonselkä, Kajaanselkä, Komonselkä sekä Laitialanselkä (Keto 2010). Järven valuma-alueen koko on 515 km<sup>2</sup>, josta karkeasti puolet on metsää, neljännes peltomaata ja n. 20 % asutettuja alueita, joiden väkiluku on yli 100 000 henkeä (Keto 2010, Pekkarinen 2010).

Vääksynjoen lisäksi Vesijärveä ja Päijännettä yhdistää vuonna 1871 valmistunut Vääksyn kanava, joka edisti laivaliikennöintiä näiden kahden vesistön välillä ja vauhditti Lahden kaupungin kehittymistä tärkeäksi kauppapaikaksi ja teollisuuskaupungiksi 1900-luvun alkuvuosikymmeninä (Pekkarinen 2010). Varsinkin Enonselän rehevöitymiskehitystä on tutkittu laajasti, sillä se sijaitsee lähimpänä Lahden kaupunkia ja Enonselällä havaittiin merkkejä ihmisen toiminnan aiheuttamasta rehevöitymisestä jo 1920-luvulla (Keto ja Sammalkorpi 1995, Keto 2010). Syynä tähän olivat erityisesti Lahteen sijoittunut selluteollisuus sekä kaupungin nopea väestönkasvu (Keto 2010).

1900-luvun alkupuoliskolla Lahden jätevesien käsittely oli riittämätöntä kaupungin väestönkasvuun suhteutettuna ja vuoteen 1976 asti jätevesien purkupaikkana toimi Vesijärvi (Keto 2010). Rungas jätevesikuormitus johti 1960-luvulla syvänteiden happikatoon ja vedenlaadun merkittävään heikkenemiseen, mikä ilmeni laajoina sinilevämassoina (Keto ja Sammalkorpi 1995, Keto 2010). Vaikka Lahden kaupungin jätevedet on ohjattu Porvoonjokeen vuodesta 1976, on vuosikymmeniä jatkunut ulkoinen kuormitus johtanut Vesijärvellä sisäisen kuormituksen kierteeseen (Keto 2010).

Enonselän syvänteistä otetuista sedimenttinäytteistä on kyetty selvittämään Vesijärven rehevöitymishistoriaa katkeamattomana aikasarjana vuosien 1958–2005 väliseltä ajalta (Liukkonen ja Nykänen 2010). Sedimenttiprofiilit paljastavat, että syvänealueilla vuotuinen sedimentoitumisnopeus on ollut jopa 2,0–2,5 cm ja järven pohjalla happikatoa on esiintynyt vuosittain (Liukkonen ja Nykänen 2010).

Lahden suoran jätevesikuormituksen poistuminen alensi Vesijärveen kohdistuvaa pistekuormitusta jopa yli 70 %, mutta pitkäkestoisen kuormituksen jäljiltä pohjasedimentteihin oli ehtinyt kertyä merkittävät ravinnevarastot (Keto 2010). Vuodesta 1976 alkaen Vesijärvellä on säännöllisesti tutkittu vedenlaatua mittaamalla mm. näkösyvyyttä sekä veden happi- ja fosforipitoisuuksia, ja järven tilan kohentamiseen on 1980-luvulta alkaen tehty pitkäjänteistä työtä vaihtelevin tuloksin (Keto ja Sammalkorpi 1995, Keto 2010). Sisäisen kuormituksen hillitsemiseksi on mm. suoritettu syvänteiden hapettamista sekä laajamittaista hoitokalastusta, jonka tavoitteena on ollut särkikalojen aiheuttaman sedimentin resuspendoitumisen vähentäminen ja eläinplanktonin saalispaineen alentaminen, mikä puolestaan pienentää levien biomassaa, kun vesikirput ja muut eläinplanktonit käyttävät kasviplanktonia ravinnokseen (Keto ja Sammalkorpi 1995, Keto 2010, Liukkonen ja Nykänen 2010). Vaikka järven pohjasedimentistä vapautuvat ravinteet on tunnistettu sisäisen kuormituksen lähteeksi, ei ruoppausta tai sedimentin kemiallista käsittelyä ole pidetty vartenotettavina kunnostusvaihtoehtoina korkeiden kustannusten takia (Keto ja Sammalkorpi 1995).

## 7.2 Itämeri

Itämeri on murtovesiallas, jossa yhdistyy yli 250 joen kuljettama makean veden valunta ja Tanskan salmien kautta kulkeutuva suolainen valtamerivesi (Hallanaro 2010). Jokivalunta Itämereen on jatkuvaa, mutta meriveden sisäänvirtauksessa esiintyy merkittävää vaihtelua vuosien ja vuodenaikojen välillä, sillä matala salmiyhteys rajoittaa suolaisen meriveden kulkeutumista Itämeren altaaseen (Hallanaro 2010). Itämeren syvänteet ovatkin luontaisesti alttiita happikadoille, sillä pohjalle kerrostuva suolainen vesi saa happilisäystä vain silloin, kun Pohjanmereltä virtaa suuri määrä hapekasta merivettä niin kutsuttuina suolapulsseina (Pitkänen ja Lehtoranta 2010). Merkittävien suolapulssien välillä voi kuitenkin olla vuosia tai jopa vuosikymmeniä väliä (Hallanaro 2010).

Itämeren rehevöitymiskehitystä tarkastellessa on tärkeää huomioida Itämeren valuma-alueen valtioiden sosioekonominen historia ja yhteiskunnallisen kehityksen epäsymmetria vauraan pohjoisen ja sosialismin varjoista nousevan etelän välillä (Ollikainen 2010). Valtioiden väliset erot ympäristöpolitiikassa ja infrastruktuurissa ovat vaikuttaneet merkittävästi mm. jätevesien käsittelyyn ja yhdyskuntajätteiden aiheuttamaan kuormitukseen Itämerellä (Ollikainen 2010). Myös maanviljelyn ja

metsätalouden käytännöissä on alueellisia eroja, mikä osaltaan vaikuttaa Itämeren hajakuormitukseen (Ollikainen 2010). Taulukossa 1 on esitetty Itämeren rantavaltioiden fosfori- ja typpipäästöt vuonna 2005, ja tästä on havaittavissa merkittäviä eroja kuormitusmäärissä.

**Taulukko 1.** *Itämeren valtioiden ravinnekuormitus tonneina vuonna 2005 (Ollikainen 2010 mukailten).*

<b>Maa</b>	<b>Fosforikuormitus</b>	<b>Typpikuormitus</b>
<b>Latvia</b>	3 000	44 000
<b>Liettua</b>	3 500	93 000
<b>Puola</b>	22 000	318 000
<b>Ruotsi</b>	1 600	74 000
<b>Saksa</b>	500	46 000
<b>Suomi</b>	1 700	49 000
<b>Tanska</b>	1 100	44 000
<b>Venäjä</b>	4 000	83 000
<b>Viro</b>	1 600	56 000
<b>Yhteensä</b>	<b>389 000</b>	<b>807 000</b>

Itämerellä syvännealueiden hapettomuus ja leväkukinnat ovat luonnollisia ilmiöitä, mutta ihmistoiminnan runsas ravinnekuormitus valuma-alueelta on vuosikymmenien aikana pahentanut rehevöitymiskehitystä (Pitkänen ja Lehtoranta 2010). Nykyään pohjan happiongelmiä esiintyy myös matalilla rannikkoalueilla, joissa vedenkierto on tehokasta, sillä pohjasedimentin hajotusprosessit kuluttavat happea runsastuneen biomassan vuoksi (Pitkänen ja Lehtoranta 2010). Rannikoilla pohjan hapettomuus on yleisesti ottaen kausiluonteista, painottuen loppukesään, jolloin hajotettavan aineksen määrä on runsaimmillaan (Pitkänen ja Lehtoranta 2010).

Pohjan happiolojen parantamiseksi on esitetty mm. hapettomuudesta kärsivien alueiden hapettamista, mutta merialueilla veden runsas sulfaattipitoisuus tuo oman haasteensa hapetuksen toteuttamiseen (Pitkänen ja Lehtoranta 2010). Hapettomissa olosuhteissa rikki- ja rautayhdisteet reagoivat keskenään muodostaen kiinteitä rautasulfideja, joten pohjan ja alusveden hapettaminen ei tämän vuoksi välttämättä estä fosforin vapautumista sedimentistä, mikäli alusveden rautapitoisuus on riittämätön sitomaan fosforia (Pitkänen

ja Lehtoranta 2010). Toisaalta on myös huomioitava, että hapetustoimenpiteiden vaikutus näkyy viiveellä, sillä pohjanläheisen veden parantunut happipitoisuus voi aluksi kulua hapettomissa oloissa syntyvän myrkyllisen rikkivedyn hapettamiseen (Pitkänen ja Lehtoranta 2010).

Itämeren laaja-alainen hapettaminen olisi kustannuksiltaan kohtuuttoman kallista, mutta rannikkoalueilla se voi tuoda helpotusta kausittaiseen hapettomuuteen ja siten vähentää sisäistä kuormitusta näillä alueilla (Pitkänen ja Lehtoranta 2010). Itämeren rehevöitymiskehityksen kannalta olennaisinta on kuitenkin pyrkiä minimoimaan ulkoinen kuormitus, jotta myös sisäisen kuormituksen kierre olisi katkaistavissa (Pitkänen ja Lehtoranta 2010).

## 8 Yhteenveto

Meriin ja järviin kulkeutuu luontaisesti perustuottajien tarvitsemia kasviravinteita, kuten typpeä ja fosforia, valuma-alueelta ja laskeumana, mutta monin paikoin vesistöihin kohdistuva ulkoinen ravinnekuormitus on vuosikymmenien ajan ollut hyvin runsasta ihmistoiminnan takia. Tämä on johtanut vesistöjen rehevöitymiseen, joka on havaittavissa mm. runsastuneita levämassoina ja vedenlaadun heikkenemisenä.

Vesistöjen pohjalle kerrostuvan sedimentin erityispiirteet riippuvat mm. valuma-alueen geologisista olosuhteista ja maankäytöstä sekä vesistön rehevyystasosta. Pohjasedimentit toimivat monien aineiden ja ravinteiden varastona, mutta niillä on myös rooli vesistöjen kokonaisravinnetaloudessa, sillä sedimenteissä on yleisesti ottaen merkittävästi suuremmat ravinnepitoisuudet kuin yläpuolisessa vesimassassa.

Pitkään jatkuva tai hyvin runsas ulkoinen ravinnekuormitus voi johtaa tilanteeseen, jossa pohjasedimenttiin sitoutuneet ravinteet, erityisesti fosfori, vapautuvat takaisin vesimassaan sisäisenä ravinnekuormituksena. Tämä voi ylläpitää vesistön rehevöitymistä, vaikka ulkoinen kuormitus alentuisi merkittävästi tai loppuisi.

Rehevöityneiden vesistöjen pohjalle kerrostuu paljon orgaanista ainesta ja mikrobien hajotustoiminta kuluttaa saatavilla olevan hapen pohjalta. Tämän seurauksena pohjalle voi muodostua happikadosta kärsiviä alueita, joilla käynnistyy fosforia pohjasedimentistä vapauttavia kemiallisia reaktioita. Pohjasedimentin happiolosuhteet ovatkin tärkeässä roolissa, kun tarkastellaan sisäiseen kuormitukseen liittyviä prosesseja.

Vesistökunnostuksia suunnitellessa on tärkeää pyrkiä minimoimaan ihmistoiminnasta aiheutuva ulkoinen ravinnekuormitus, mutta yhtä tärkeää on huomioida pohjasedimentin olosuhteet, jotta sedimenttiin jo kerran sitoutuneet ravinteet eivät kuormittaisi vesistöä uudelleen.

## Lähteet

- Hallanaro, E.-L. 2010:** Merkillinen Itämeri. Teoksessa: Bäck, S., Ollikainen, M., Bonsdorff, E., Eriksson, A., Hallanaro, E.-L., Kuikka, S., Viitasalo, M. ja Walls, M. (toim.): Itämeren tulevaisuus. Gaudeamus Helsinki University Press. Helsinki, 23–25.
- Helminen, H., Mäkinen, A. ja Horppila J. 1995:** Järvien Ympäristöekologia. Turun yliopisto. Turku. 100 s.
- Håkanson, L. ja Jansson, M. 2002:** Principles of Lake Sedimentology. The Blackburn Press. 316 s.
- Kairesalo, T., Keto, J. ja Sammalkorpi, I. 1990:** Biomanipulaatio (ravintoketjukurkunnostus). Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.): Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino. Helsinki, s. 310–326.
- Keto, J. 2010:** Järvi ennen ja nyt. Teoksessa: Keto, J., Kolunen, H., Pekkarinen, A. ja Tuominen, L. (toim.): Vesijärvi: Salpausselkien tytär. Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Vesijärvisäätiö, s. 43–56.
- Keto, J. ja Sammalkorpi, I. 1995:** Vesijärven kunnostuksen taustaa. Teoksessa: Sammalkorpi, I., Keto, J., Kairesalo, T., Luokkanen E., Mäkelä, M., Vääriskoski, J. ja Lammi, E. (toim.): Vesijärvi-projekti 1987–1994: ravintoketjukurkunnostus, tutkimukset ja toimenpidekokeilut. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki, s. 9–13.
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. ja Salminen, R. 1996:** Suomen Geokemian Atlas, osa 3: Ympäristögeokemia – purovedet ja sedimentit. Geologian Tutkimuskeskus. Espoo. 149 s.
- Lappalainen, K. M. 1990:** Rehevöityminen seurausilmiöineen. Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.): Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino. Helsinki, s. 108–131.
- Lappalainen, K. M. ja Matinvesi, J. 1990:** Järven fysikaalis-kemialliset prosessit ja ainetaseet. Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.): Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino. Helsinki, s. 54–81.

- Liukkonen, M. ja Nykänen M. 2010:** Pohjakerrostumien tarinaa. Teoksessa: Keto, J., Kolunen, H., Pekkarinen, A. ja Tuominen, L. (toim.): Vesijärvi: Salpausselkien tytär. Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Vesijärvisäätiö, s. 63–67.
- Lyytimäki, J. ja Hakala, H. 2008:** Ympäristön tila ja suojele Suomessa. Gaudeamus Helsinki University Press. Helsinki. 447 s.
- Matinvesi, J., Hellsten, S. ja Ilmavirta V. 1990:** Suomen järvet. Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.): Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino. Helsinki, s. 5–16.
- Ollikainen, M. 2010:** Miksi Itämeri rehevöityy? Teoksessa: Bäck, S., Ollikainen, M., Bonsdorff, E., Eriksson, A., Hallanaro, E.-L., Kuikka, S., Viitasalo, M. ja Walls, M. (toim.): Itämeren tulevaisuus. Gaudeamus Helsinki University Press. Helsinki, s. 64–79.
- Pekkarinen, A. 2010:** Vesijärven historiaa. Teoksessa: Keto, J., Kolunen, H., Pekkarinen, A. ja Tuominen, L. (toim.): Vesijärvi: Salpausselkien tytär. Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Vesijärvisäätiö, s. 11–31.
- Pitkänen, H. ja Lehtoranta, J. 2010:** Voidaanko Itämeri pelastaa hapettamalla? Teoksessa: Bäck, S., Ollikainen, M., Bonsdorff, E., Eriksson, A., Hallanaro, E.-L., Kuikka, S., Viitasalo, M. ja Walls, M. (toim.): Itämeren tulevaisuus. Gaudeamus Helsinki University Press. Helsinki, s. 240–252.
- Sarvilinna, A. ja Sammalkorpi, I. 2010:** Rehevöityneen järven kunnostus ja hoito. Suomen Ympäristökeskus. Helsinki. 64 s.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. ja Jeppesen, E. 2003:** Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, vol. 506–509, no. 1–3, pp. 135–145.
- Viinikkala, J., Mykkänen, E. ja Ulvi, T. 2005:** Ruoppaus. Teoksessa: Ulvi, T. ja Lakso E. (toim.): Järvien kunnostus. Edita Prima Oy. Helsinki, s. 211–226.
- Weil, R. R. ja Brady, N. C. 2017:** The Nature and Properties of Soils. Pearson Education Limited. Harlow. 1104 s.