Jussi Mäkinen

HELSINGIN YLIOPISTON
YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOKSEN
TUTKIMUKSIA JA RAPORTTEJA
21

Vesijärven kilpiäistenpohjan ekologinen tila ja hoitosuunnitelma

VESIJÄRVEN KILPIÄISTENPOHJAN EKOLOGINEN TILA JA HOITOSUUNNITELMA

JUSSI MÄKINEN

56.9
MÄK
TKL

HELSINGIN YLIOPISTO
YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOS
PRO GRADU-TUTKIELMA
09.01.2004

LAHDEN TIEDEKIRJASTO
Lahti Science Library

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion
Biotieteellinen tiedekunta

Laitos – Institution
Ympäristöekologian laitos

Tekijä – Författare
Jussi Mäkinen

Työn nimi – Arbetets titel
Vesijärven Kilpiäistenpohjan ekologinen tila ja hoitosuunnitelma

Oppiaine – Läroämne
Ympäristöekologia

Työn laji – Arbetets art	Aika – Datum	Sivumäärä – Sidoantal
Pro gradu	09.01.2004	60

Tiivistelmä – Referat

Kilpiäistenpohja on Vesijärven kaakkoisosassa Lahden ja Hollolan kuntien alueella sijaitseva rehevöitynyt lahti. Alue on kasvillisuutensa, linnustonsa ja hyönteismaailmansa suhteen arvokas opetus- ja tutkimuskohde. Kilpiäistenpohjan merkitystä korostaa se, että se on Vesijärvellä Lahden alueella ainoa merkittävä vesilintujen levähdys- ja pesimisalue, koska muualla Enonselän eteläosissa vesikasvillisuus on niukkaa tai puuttuu kokonaan. Matalan rantaprofiilin vuoksi Kilpiäistenpohjan rantaluhdat ovat Enonselän harvoja tulville altistuvia alueita, joten se on merkittävä myös kalojen kutualueena.

Kilpiäistenpohjan noin 50 hehtaarin vesipinta-alasta yli puolet on luonnonsuojelualuetta. Osittain rauhoituspäätösten vuoksi alueen käyttöön ja kehittämiseen liittyvien asioiden ratkaisut ovat herättäneet runsaasti julkista keskustelua, jossa osapuolina ovat olleet kuntien virkamiehet, paikallinen väestö sekä ympäristöhallinnon edustajat. Ristiriitojen ratkaisemiseksi ja ehkäisemiseksi vuoden 2000 lopussa asetettiin työryhmä pohtimaan alueen kehittämistä. Asukkaista, virkamiehistä ja asiantuntijoista koostuvan laajapohjaisen työryhmän ehdotuksesta aloitettiin toimet hoito- ja käyttösuunnitelman laatimiseksi. Työryhmän esittämiä tärkeimpiä tavoitteita alueen kunnostukselle ovat olleet vesialueen umpeenkasvun pysäyttäminen, pesimälinnuston suojelu ja kalojen kutumahdollisuuksien parantaminen

Selvitin Kilpiäistenpohjan vesi- ja rantakasvillisuutta kesällä 2001 kartoittamalla kasvilajiston kolmelta tutkimuslinjalta. Tutkimuslinjojen sijainnit olivat vastaavat kuin alueella tehdyissä aiemmissa tutkimuksissa vuosina 1949-1952, 1987-1988, 1993 ja 1995. Linjojen kartoitusmenetelmä on ollut kaikkina vuosina pääpiirteittäin sama lukuun ottamatta vuosia 1949-1952, jolloin menetelmä oli karkeampi. Alueen pesimälinnuston selvitin kiertolaskentamenetelmällä kevään ja kesän 2001 aikana. Sudenkorentolajistoa selvitin pyydystämällä lentäviä yksilöitä kesä-heinäkuussa 2001. Alueen suurperhoslajistoa selvitin mm. aggregaattikäyttöisen valvontavalon avulla. Tulosten pohjalta esitän kunkin tavoitteen saavuttamiseksi soveltuvia hoito- ja kunnostustoimenpiteitä, jotka eivät ole ristiriidassa alueella esiintyvien erityistä huomiota vaativien eliölajien ympäristövaatimusten kanssa.

Tutkimuslinjoilta löytyi 28 vesikasveiksi luokiteltavaa putkilokasvia sekä yksi silopartalaji. Löytyneiden lajien joukossa ei ole uhanalaisia tai rauhoitettuja kasvilajeja. Kilpiäistenpohjassa tavattiin pesivänä 15 vesilintulajia sekä viisi läheisesti kosteikkoihin sidoksissa olevaa lajia. Alueella pesii kaksi EU:n lintudirektiivin I-liitteessä mainittua lajia, kaulushaikara (*Botaurus stellaris*) ja kalatiira (*Sterna hirundo*). Kilpiäistenpohjan pesimälinnustoon kuuluu kaksi uhanalaista lintulajia: naurulokki (*Larus ridibundus*) ja pikkutikka (*Dendrocopos minor*) sekä silmällä pidettäväksi luokiteltu kaulushaikara (*Botaurus stellaris*). Kilpiäistenpohjan alueelta tavattiin 19 sudenkorentolajia. Näistä kaksi on luonnonsuojelulain nojalla rauhoitettuja: täplälampikorento (*Leucorrhinia pectoralis*) kuuluu EU:n luontodirektiivin liitteiden II ja IV(a) mainitsemiin lajeihin, lummelampikorento (*Leucorrhinia caudalis*) on mainittu IV(a) liitteessä. Merkittävimmät Kilpiäistenpohjasta löytyneet perhoslajit olivat pistelampiyökkönen (*Archanara sparganii*) ja ruskolampiyökkönen (*Archanara algae*).

Kilpiäistenpohjaan suunniteltavat hoito- ja kunnostustoimenpiteet eivät saa olla ristiriidassa alueella tavattavien EU:n luonto- ja lintudirektiiveissä mainittujen lintu- ja hyönteislajien sekä lintudirektiiviin kuulumattomien uhanalaisten ja silmälläpidettävien lintulajien elinympäristövaatimusten kanssa. Erilaisten pienimuotoisten allikoiden ja uomien kaivaminen lisää Kilpiäistenpohjassa elinympäristön monimuotoisuutta, mistä on hyötyä vesilinnuille ja alueen rauhoitetuille sudenkorentolajeille. Uomien kaivamisen myötä myös veden kierto paranee lahden pohjukassa, mikä todennäköisesti hillitsee vesialueen umpeenkasvua. Tiheiden järviruokokasvustojen (*Phragmites australis*) läpi puhkaistavat uomat parantavat myös kalojen pääsyä kutemaan tulvan alaiselle rantaniitylle. Kilpiäistenpohjan ranta-alueen ennallistamiseksi niittäminen ja pensaiden raivaus on suositeltavaa ainakin tietyissä osissa aluetta.

Avainsanat - Nyckelord
Vesistöjen kunnostus, vesikasvillisuus, linnusto, sudenkorennot

Säilytyspaikka - Förvaringsställe
Helsingin yliopisto, ympäristöekologian laitos

Muita tietoja

TIIVISTELMÄ 2

1. JOHDANTO 5
1.1. Kosteikkojen merkitys 5
1.2. Vesijärven Kilpiäistenpohja 6

2. AINEISTO JA MENETELMÄT 7
2.1. Vesikasvillisuus 7
2.2. Linnut 9
2.3. Hyönteiset 11
2.3.1. Sudenkorennot 11
2.3.2. Perhoset 11

3. TULOKSET 12
3.1. Vesikasvillisuus 12
3.2. Linnut 18
3.3. Hyönteiset 20
3.3.1. Sudenkorennot 20
3.3.2. Perhoset 21

4. TULOSTEN TARKASTELU 21
4.1. Vesikasvillisuus 21
4.1.1. Vesikasvillisuuden merkitys järviekosysteemin säätelijänä 21
4.1.2. Tutkimusmenetelmän arviointi 23
4.1.3. Ilmaversoiset lajit 26
4.1.4. Kellulehtiset lajit 29
4.1.5. Uposlehtiset lajit 30
4.1.6. Irtokeijuvat lajit 34
4.1.7. Irtokelluvat lajit 35
4.1.8. Pohjalehtiset lajit 36
4.2. Linnut 39
4.3. Hyönteiset 41
4.3.1. Sudenkorennot 41
4.3.2. Perhoset 42
4.4. Kilpiäistenpohjan kunnostus 43
4.4.1. Kunnostuksen lähtökohdat 43
4.4.2. Vesialueen umpeenkasvun pysäyttäminen 44
4.4.3. Linnustonsuojelu 47
4.4.4. Kalojen kutumahdollisuuksien parantaminen 50

5. KIITOKSET 52

6. KIRJALLISUUS 53

1. Johdanto

1.1. Kosteikkojen merkitys

Matalista vesi- ja ranta-alueista käytetään useita eri nimityksiä. Englanninkielisessä kirjallisuudessa käytetään yleensä sanaa "wetland", jonka vastineena käytetään kansainvälisen kosteikkosopimuksen, Ramsarin sopimuksen suomennoksessa sanaa "vesiperäinen alue". Ramsarin sopimuksessa tällä on varsin laaja merkitys: sillä tarkoitetaan soita ja vesialueita, joilla alin vedenkorkeus ei ylitä kuutta metriä (Pohjoismaiden ministerineuvosto 1990). Suomen kielessä kosteikko -sana on vakiintunut merkitykseltään huomattavasti suppeammaksi: sillä ei tarkoiteta saaristoalueita ja sekä jokien että järvien tulee olla huomattavan matalia ja runsaskasvustoisia.

Maapallon kosteikkoalueet ovat luonnonsuojelullisesti arvokkaimpia luontotyyppejä, mutta samalla ne ovat olleet perinteisesti vähän arvostettuja, tuottamattomina pidettyjä alueita. Ihminen on käyttänyt niitä jäteveden purkupaikkoina, kaatopaikkoina, kuivannut viljelymaaksi tai nostanut vedenpintaa vesivoiman tuottamiseksi. Soiden, tulvamaiden, umpeenkasvavien järvien ja merenrannikon maatuvien lahtien tuotanto koituu harvoin suoraan ihmisen hyödyksi, vaikka ne ovat biologiselta kannalta maailman tuottavimpia ekosysteemejä. Kosteikkojen suuri biologinen tuotanto näkyy muun muassa kasviston ja eläimistön monimuotoisuutena.

Kosteikkojen merkitys myös ihmisen kannalta on alettu ymmärtää viimeisten vuosikymmenien aikana. Kosteikot sitovat merkittävän määrän hiiltä itseensä, minkä vuoksi niillä on tärkeä merkitys ilmaston ja kasvihuoneilmiön säätelijänä. Kosteikot estävät sekä tulvia että kuivuutta toimimalla "vesivarastoina". Varastoinnin lisäksi kosteikoissa on myös useita vettä puhdistavia prosesseja.

1.2. Vesijärven Kilpiäistenpohja

Kilpiäistenpohja on Vesijärven kaakkoisosassa Lahden ja Hollolan kuntien alueella sijaitseva rehevöitynyt lahti. Kilpiäistenpohja on saanut osansa Vesijärven vuosikymmeniä kestäneestä ylisuuresta ravinnekuormituksesta (esim. Kairesalo ym. 1999), mikä on kiihdyttänyt pinnanmyötäistä umpeenkasvua.

Kilpiäistenpohjan rantaviivasta oli laitumena 1950-luvun alussa vielä noin puolet (Manni 1953), mutta nykyään rannat ovat jo pitkään olleet laiduntamatta ja sen vuoksi pensoittuneet, mikä on entisestään lisännyt maiseman umpeutumista. Kilpiäistenpohjan rannoilla kasvoi kuitenkin jo 1950-luvun alussa runsaasti ilmaversoisia vesikasveja, muun muassa laajoja järviruokokasvustoja (*Phragmites australis*) (Manni 1953).

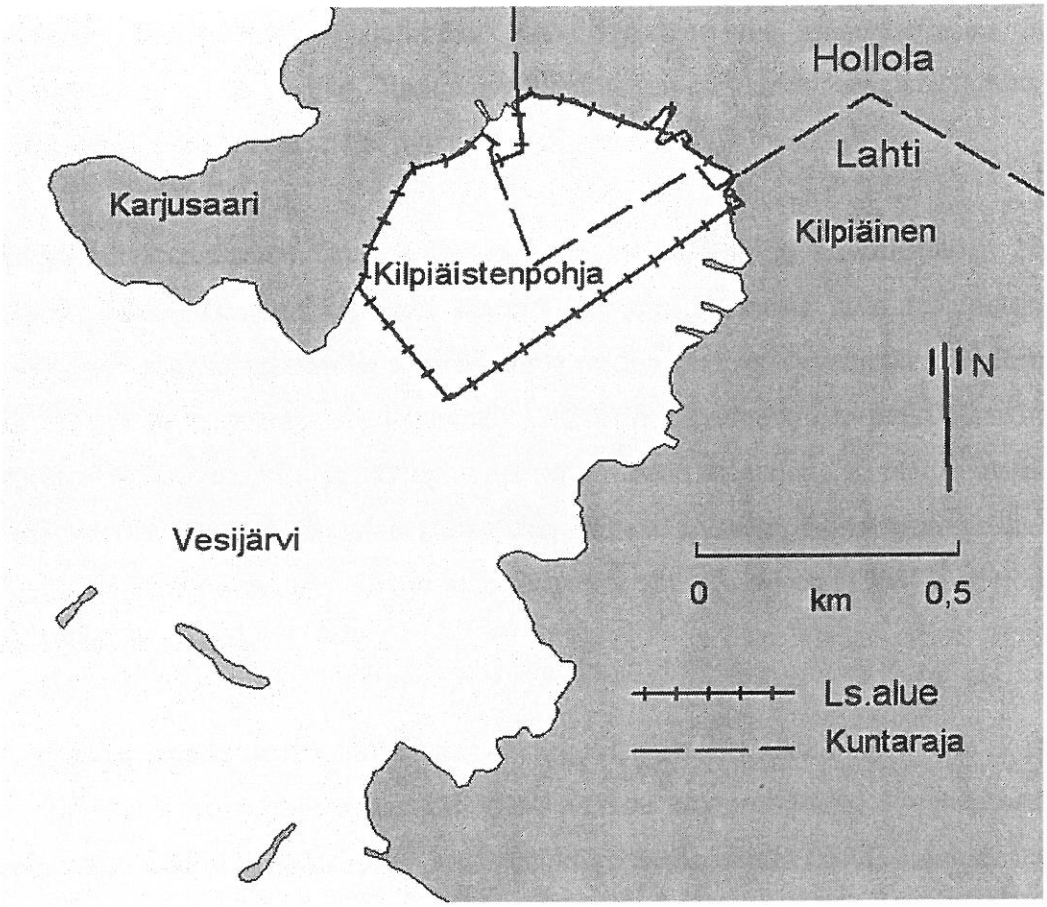
Alue on kasvillisuutensa, linnustonsa ja hyönteismaailmansa suhteen arvokas opetus- ja tutkimuskohde. Kilpiäistenpohjan merkitystä korostaa se, että se on Vesijärvellä Lahden alueella ainoa merkittävä vesilintujen levähdys- ja pesimisalue, koska muualla Enonselän eteläosissa vesikasvillisuus on niukkaa tai puuttuu kokonaan. Matalan rantaprofiilin vuoksi Kilpiäistenpohjan rantaluhdat ovat Enonselän harvoja tulville altistuvia alueita, joten se on merkittävä myös kalojen kutualueena.

Kilpiäistenpohjan noin 50 hehtaarin vesipinta-alasta yli puolet on luonnonsuojelualuetta. Vuosina 1985 ja 1988 rauhoitettiin yhteensä 27 hehtaaria rantaluhtaa ja vesialuetta (Kuva 1). Lisäksi Kilpiäistenpohjan eteläpuoleisia metsäalueita rantoineen on rauhoitettu.

Osittain rauhoituspäätösten vuoksi alueen käyttöön ja kehittämiseen liittyvien asioiden ratkaisut ovat herättäneet runsaasti julkista keskustelua, jossa osapuolina ovat olleet kuntien virkamiehet, paikallinen väestö sekä ympäristöhallinnon edustajat. Ristiriitojen ratkaisemiseksi ja ehkäisemiseksi

vuoden 2000 lopussa asetettiin työryhmä pohtimaan alueen kehittämistä. Asukkaista, virkamiehistä ja asiantuntijoista koostuvan laajapohjaisen työryhmän ehdotuksesta aloitettiin toimet hoito- ja käyttösuunnitelman laatimiseksi. Suunnitelman laatimisen pohjaksi alueen tärkeimmistä luontoarvoista laadittiin selvitys (Mäkinen 2002).

Tässä pro gradu -työssä käsittelen alueen vesikasvillisuuden, linnuston ja hyönteislajiston nykytilan ja pohdin kyseisten lajiryhmien merkitystä luonnon monimuotoisuuden kannalta. Kilpiäistenpohjan työryhmä on esittänyt useita tavoitteita alueen kunnostukselle. Tulosten pohjalta esitän kunkin tavoitteen saavuttamiseksi soveltuvia hoito- ja kunnostustoimenpiteitä, jotka eivät ole ristiriidassa alueella esiintyvien erityistä huomiota vaativien eliölajien ympäristövaatimusten kanssa.



Kuva 1. Kilpiäistenpohja, Vesijärven rehevä lahti, sijaitsee Hollolan ja Lahden kuntien alueella. Yli puolet alueen vesipinta-alasta on luonnonsuojelualuetta.

2. *Aineisto ja menetelmät*

2.1. *Vesikasvillisuus*

Selvitin Kilpiäistenpohjan vesi- ja rantakasvillisuutta 11.-23.7.2001 samoilla menetelmillä kuin vuosina 1988, 1993 ja 1995 (Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Samat linjat oli tutkittu ensimmäisen kerran jo vuosina 1949-1952 (Manni 1953), mutta tutkimusmenetelmät eivät olleet tuolloin yhtä tarkkoja kuin myöhemmin.

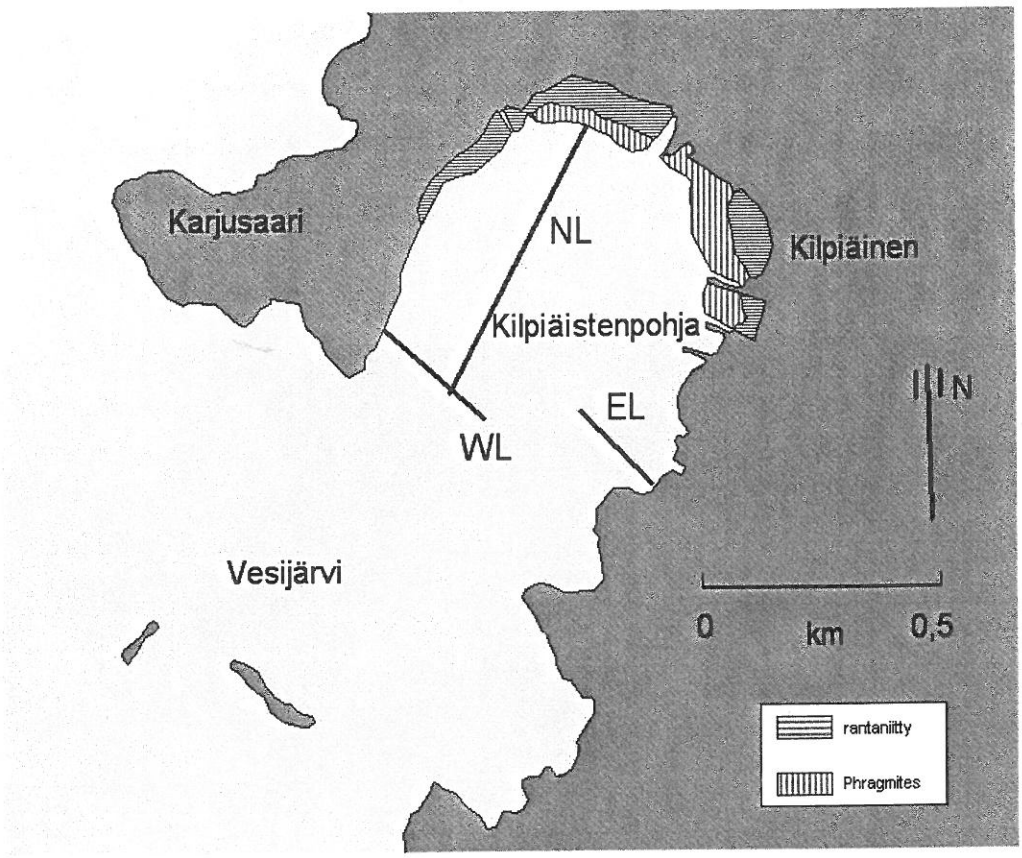
Aloitin tutkimuslinjoilla kasvillisuuden tarkastelun kohdassa, jossa veden syvyys oli ylitti 10 senttimetrin rajan. Yleensä raja oli varsin selvä ja jyrkkä, sillä avovettä edelsi maatuneista kasvinosista muodostunut penger. Linjojen kohdalta tutkin myös rantaluhdan kasvillisuuden aina mineraalimaan ja rantaluhdan rajalle saakka. Rantakasvillisuutta ei ole kuitenkaan sisällytetty tähän aineistoon, koska sitä ei pysty vertaamaan aiempiin kartoituksiin.

Linjat olivat rantaan nähden kohtisuoria, ja määritin niiltä kasvillisuuden 20 metrin välein, tai aina kun vesi syventyi 10 cm. Rannasta noin 1,5 metrin syvyyteen saakka tarkastelin kasvillisuutta veden lävitse, syvemmältä arvioin kasvillisuutta veneestä käsin haraamalla. Määritin näytepaikoista putkilokasvit, kelluvat maksasammalet ja näkinpartaislevät, niiden runsauden 2x2 metrin alalta sekä veden syvyyden. Ruudun etäisyyden rantaan määritin mittanarun avulla. Tuloksiin ja tulosten tarkasteluun on sisällytetty vain Toivosen (1984) luettelon mukaiset vesikasvit.

Kasvilajien runsauden määrittelyyn käytin viisiportaista asteikkoa, jossa 1 = yksittäinen verso näyteruudussa, 2 = 2-5 versoa näyteruudussa, 3 = niukasti jokseenkin koko näytealalla, 4 = runsaasti koko alalla, mutta kasvi ei muodosta laajoja yhtenäisiä kasvustoja ja 5 = runsas massalaji koko näyteruudun alalla.

Ilmaversoisten lajien osalta runsauden arviointi perustui vedenpinnan yläpuolisten versojen määrään. Kellulehtisten lajien arviointi perustui pinnalla näkyneiden lehtien tiheyteen. Pohja- ja uposlehtisten kasvien sekä irtokeijujien arviointi perustui vedenalaisten versojen tiheyteen. Ristilimaskan (*Lemna trisulca*) osalta runsausarvioinnissa ei huomioitu pohjaan vajonneita versoja.

Tutkimistani linjoista itälinja (Kuva 2) sijaitsee venelaiturin läheisyydessä, joten sen ympäristössä vesikasvillisuus on altistunut ihmisen toiminnalle viime vuosina, mm. ruovikkoa on niitetty jonkin verran. Kilpiäistenpohjan länsirannalla olevan linjan, "länsilinjan" (Kuva 2) kohdalle on rakennettu rantaan rivitaloja 1980-luvun puolivälissä ja näiden edustalla on säilytetty veneitä, joten rantakasvillisuutta ei voi pitää enää luonnontilaisena. Siirsin länsilinjaa noin 200 metriä etelään alkuperäisestä vuoden 1952 sijainnista. Näin linja alkoi rantatonttien eteläpuolelta, jossa rantakasvillisuus oli päällisin puolin koskematonta. Myös vuonna 1993 kyseinen linja on karttaliitteen perusteella siirretty tonttien eteläpuolelle. Pohjoislinja alkaa Kilpiäistenpohjan perukasta ja jatkuu edustalla olevaa Koivusaarta kohti päättyen luonnonsuojelualueen rajan jälkeen (Kuva 2).

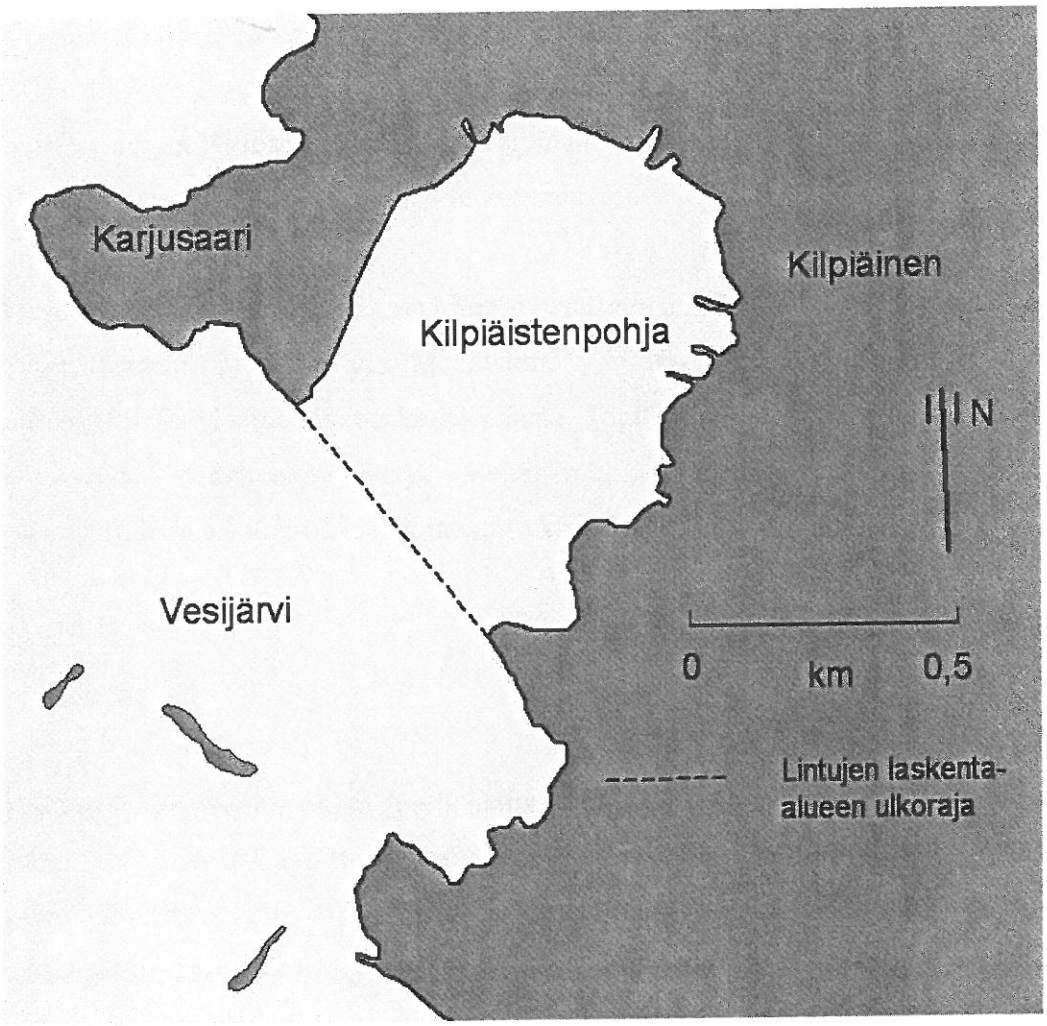


Kuva 2. Kilpiäistenpohjan vesikasvillisuuden tutkimuslinjojen sijainti. WL = länsilinja, NL = pohjoislinja, EL = itälinja.

2.2. Linnut

Selvitin Kilpiäistenpohjan vesi- ja rantalinnustoa kiertolaskentamenetelmällä (Koskimies 1994). Menetelmän ohjeiden mukaan kohde tulee kiertää kahdesti lävitse toukokuussa. Ohjeellinen ajankohta ensimmäiselle laskennalle on 10.-15.5. ja toiselle laskennalle 25.-30.5. Suoritin laskennat 10.5. ja 30.5. Lisäksi tein useina päivinä välillä 26.4.-7.6. lintujen pesimävarmuuksia täydentäviä havaintoja. Lintujen havaitsemisen apuvälineinä käytin kiikaria ja kaukoputkea. Vesi- ja rantalinnuston kartoitusalueen ulkorajana oli Karjusaaren eteläkärjen ja Kilpiäisten kaupunginosan eteläpuolella olevan niemenkärjen välinen linja. Laskenta-alueen vesipinta-ala oli 42 ha (Kuva 3).

Laskennoissa havaittujen lintuyksilöiden perusteella arvioin parimäärän vesilinnuston laskemisesta annettujen ohjeiden mukaisesti (Koskimies 1994). Parimäärän arviointiin vaikuttaa mm. havaittujen yksilöiden sukupuoli ja parvikoko.



Kuva 3. Kilpiäistenpohjan vesi- ja rantalintujen laskenta-alue.

2.3. Hyönteiset

2.3.1. Sudenkorennot

Selvitin Kilpiäistenpohjan sudenkorentolajistoa (Odonata) haavimalla lentäviä aikuisia kesä-elokuussa. Alueella elävän rauhoitetun täplälampikorennon (*Leucorrhinia pectoralis*) populaation kokoa arvioin pyynti-takaisinpyynti – menetelmällä. Pyydystetyt yksilöt merkitsin vedenkestävällä tussilla tekemällä merkin siipien tyviosan etureunaan. Täplälampikorentojen pyydystämistä varten Hämeen ympäristökeskus myönsi tutkimusluvan.

Sudenkorentolajien runsautta arvioin 4-portaisella asteikolla, jossa 1 = vain yksi yksilö tavattu, 2 = 2–9 yksilöä tavattu, 3 = 10–99 yksilöä tavattu ja 4 = vähintään 100 yksilöä tavattu kesän aikana. Täplälampikorennon arvio perustuu pyydystys – uudelleenpyydystys –menetelmän avulla tehtyyn arvioon, muiden lajien kohdalla eri vuorokausina tavatut yksilöt on tulkittu eri yksilöiksi.

2.3.2. Perhoset

Kartoitin Kilpiäistenpohjan perhoslajistoa (Lepidoptera) etupäässä elokuun aikana aggregaattikäyttöisen valvontavalon avulla. Valopyyntiöitä oli 5 kappaletta. Pyydystin myös haavilla rantaniityllä lentäviä yksilöitä. Alueen perhosselvityksessä keskityin yökkösiin (Noctuidae), sillä valtaosa kosteisiin biotooppeihin erikoistuneista perhosista on nimenomaan yökkösiä. Näistä selvä enemmistö lentää heinäkuun lopusta syyskuun alkuun ja on houkuteltavissa valon avulla (Skou 1991, Mikkola & Jalas 1979). Jatkossa käyttämäni tieteellinen nimistö on Kullbergin ym. (2001) mukainen.

3. *Tulokset*

3.1. *Vesikasvillisuus*

Tutkimuslinjoilta löytyi 28 vesikasveiksi luokiteltavaa putkilokasvia sekä yksi silopartalaji (*Nitella flexilis*). Löytyneiden kasvilajien linjakohtaiset ja yhteenlaskettujen runsausindeksien ruutukohtaiset keskiarvot, -hajonnat ja –virheet on esitetty taulukossa 1. Käyttämäni putkilokasvien nimistö on Hämet-Ahdin ym. (1998) mukainen.

Itälinjan pituus oli 196 m ja siitä tutkittiin 20 ruutua. Suurin veden syvyys oli 180 cm. Linjalta löytyi 17 putkilovartista vesikasvilajia ja *Nitella flexilis* – silopartalaji. Pohjoislinja oli 564 m pitkä ja siitä tutkittiin 32 ruutua. Suurin veden syvyys oli 280 cm. Linjalta löytyi 23 putkilovartista vesikasvilajia ja *Nitella flexilis* –silopartalaji. Länsilinjan pituus oli 262 m ja siitä tutkittiin 23 ruutua. Suurin veden syvyys oli 270 cm. Linjalta löytyi 17 putkilovartista vesikasvilajia ja *Nitella flexilis* –silopartalaji.

Elomuotojen mukaan ryhmiteltyjen vesikasvien ruutukohtaiset, yhteenlasketut runsausindeksit on esitetty taulukossa 2. Taulukossa on eriteltynä sekä linjakohtaiset että kaikkien linjojen yhteenlasketut runsausindeksit.

Vesikasvillisuutta löytyi tutkimuslinjojen syvimmistäkin kohdista eli 280 cm syvyydeltä saakka. Kaikkien linjoilta tavattujen vesikasvien suurimmat kasvusyvyydet on ilmoitettu taulukossa 3. Vapaasti vedessä keijuvan ristilimaskan (*Lemna trisulca*) osalta kasvusyvyydellä tarkoitan pinnan lähellä kasvustona keijuvien yksilöiden kohdalla olevaa syvyyttä. Pohjaan vajonneita yksilöitä en huomioinut.

Taulukko 1. Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löydetyt vesikasveiksi luokiteltavat putkilokasvilajit sekä silopartalaji *Nitella flexilis*. Lajeista on ilmoitettu ruutukohtainen keskiarvo (x), keskihajonta (s) ja keskivirhe (se) kultakin linjalta sekä vastaavat luvut kaikkien linjojen yhdistelmästä.

	itälinja			pohjoislinja			länsilinja			yhdistelmä		
	x	s	se	x	s	se	x	s	se	x	s	se
Järvikorte *Equisetum fluviatile*	0,55	1,20	0,26	0,66	1,41	0,24	1,35	1,99	0,42	0,84	1,59	0,18
Isoulpukka *Nuphar lutea*	2,05	1,12	0,24	0,94	1,54	0,27	1,70	1,77	0,37	1,47	1,58	0,18
Pohjanlumme *Nymphaea alba*	0,00	0,00	0,00	0,06	0,35	0,06	0,17	0,83	0,17	0,08	0,51	0,06
Karvalehti *Ceratophyllum demersum*	1,85	1,46	0,32	3,53	1,52	0,27	2,91	1,53	0,32	2,89	1,65	0,19
Järvisätkin *Ranunculus peltatus*	0,25	0,62	0,14	1,50	1,48	0,26	0,17	0,65	0,14	0,76	1,25	0,14
Rantaleinikki *Ranunculus reptans*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36	0,63	0,13	0,04	0,35	0,04
Hapsiluikka *Eleocharis acicularis*	0,20	0,60	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,32	0,04
Terttualpi *Lysimachia thyrsiflora*	0,10	0,44	0,10	0,06	0,35	0,06	0,00	0,00	0,00	0,05	0,32	0,04
Kiehkuraärviä *Myriophyllum verticillatum*	0,00	0,00	0,00	0,22	0,71	0,12	0,00	0,00	0,00	0,09	0,47	0,05
Ruskoärviä *Myriophyllum alterniflorum*	0,00	0,00	0,00	0,03	0,18	0,03	0,00	0,00	0,00	0,01	0,12	0,01
Isovesiherne *Utricularia vulgaris*	0,30	0,71	0,16	0,19	0,74	0,13	0,00	0,00	0,00	0,16	0,62	0,07
Ristilimaska *Lemna trisulca*	2,05	1,28	0,28	1,28	1,87	0,33	0,57	1,12	0,23	1,27	1,61	0,19
Pikkulimaska *Lemna minor*	0,20	0,60	0,13	0,84	1,71	0,30	0,13	0,63	0,13	0,45	1,24	0,14
Isolimaska *Spirodela polyrhiza*	0,00	0,00	0,00	0,56	1,37	0,24	0,13	0,63	0,13	0,28	0,98	0,11
Kilpukka *Hydrocharis morsus-ranae*	0,00	0,00	0,00	0,09	0,53	0,09	0,00	0,00	0,00	0,04	0,35	0,04
Vesirutto *Elodea canadensis*	2,45	0,97	0,21	1,31	1,51	0,26	1,04	1,46	0,30	1,53	1,47	0,17
Uistinvita *Potamogeton natans*	0,60	1,20	0,26	0,09	0,53	0,09	0,00	0,00	0,00	0,20	0,75	0,09
Tylppälehtivita *Potamogeton obtusifolius*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,21	0,04	0,01	0,12	0,01
Välkevita *Potamogeton lucens*	0,05	0,22	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,12	0,01
Poimuvita *Potamogeton crispus*	0,50	0,74	0,16	2,09	1,73	0,30	2,87	1,29	0,27	1,91	1,65	0,19
Pitkälehtivita *Potamogeton praelongus*	0,50	1,02	0,22	0,16	0,63	0,11	0,00	0,00	0,00	0,20	0,70	0,08
Siimapalpakko *Sparganium gramineum*	0,25	0,77	0,17	0,06	0,35	0,06	0,00	0,00	0,00	0,09	0,47	0,05
Haarapalpakko *Sparganium erectum*	0,00	0,00	0,00	0,13	0,55	0,10	0,13	0,63	0,13	0,09	0,50	0,06
Leveäosmankääm*i Typha latifolia*	0,10	0,30	0,07	0,31	1,06	0,18	0,35	0,93	0,19	0,27	0,88	0,10
Järvikaisla *Schoenoplectus lacustris*	0,00	0,00	0,00	0,13	0,71	0,12	0,04	0,21	0,04	0,07	0,47	0,05
Isosorsimo *Glyceria maxima*	0,60	1,24	0,27	0,25	0,98	0,17	0,00	0,00	0,00	0,21	0,83	0,10
Luhtasara *Carex vesicaria*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	1,02	0,21	0,09	0,57	0,07
Järviruoko *Phragmites australis*	0,05	0,22	0,05	0,13	0,71	0,12	0,22	0,67	0,14	0,13	0,60	0,07
Silopartalaji *Nitella flexilis*	0,60	1,07	0,23	0,53	1,02	0,18	0,22	0,74	0,15	0,45	0,96	0,11

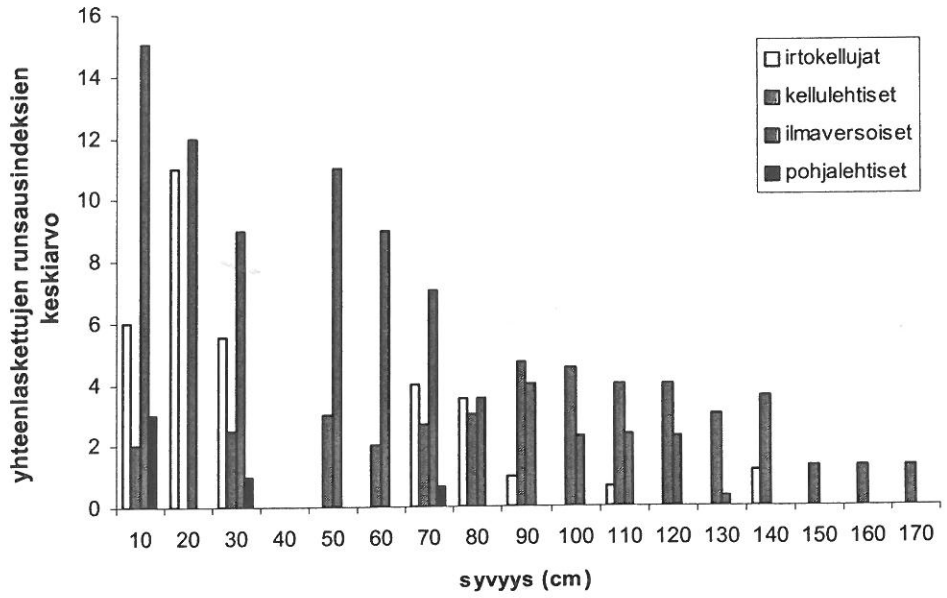
Taulukko 2. Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löydetyt vesikasveiksi luokiteltavat kasvilajit elomuotojen mukaan ryhmiteltynä. Ryhmistä on ilmoitettu runsausindeksien ruutukohtaiset yhteenlasketut keskiarvot (x), keskihajonnat (s) ja keskivirheet (se) kultakin linjalta sekä vastaavat luvut kaikkien linjojen yhdistelmästä.

	itälinja			pohjoislinja			länsilinja			yhdistelmä		
	x	s	se	x	s	se	x	s	se	x	s	se
ilmaversoiset	1,40	2,80	0,63	1,53	3,13	0,55	2,39	4,22	0,88	1,76	3,40	0,39
kellulehtiset	2,65	1,84	0,41	1,09	1,86	0,33	1,87	2,07	0,43	1,84	2,09	0,24
irtokellujat	0,45	0,94	0,21	1,56	3,24	0,57	0,26	1,25	0,26	0,77	2,32	0,27
uposlehtiset	4,35	2,41	0,54	5,84	3,25	0,58	4,35	2,31	0,48	4,99	2,84	0,33
irtokeijujat	4,20	1,85	0,41	5,00	1,81	0,32	3,48	1,44	0,30	4,32	1,82	0,21
pohjalehtiset	0,20	0,62	0,14	0,00	0,00	0,00	0,36	0,63	0,13	0,09	0,47	0,05

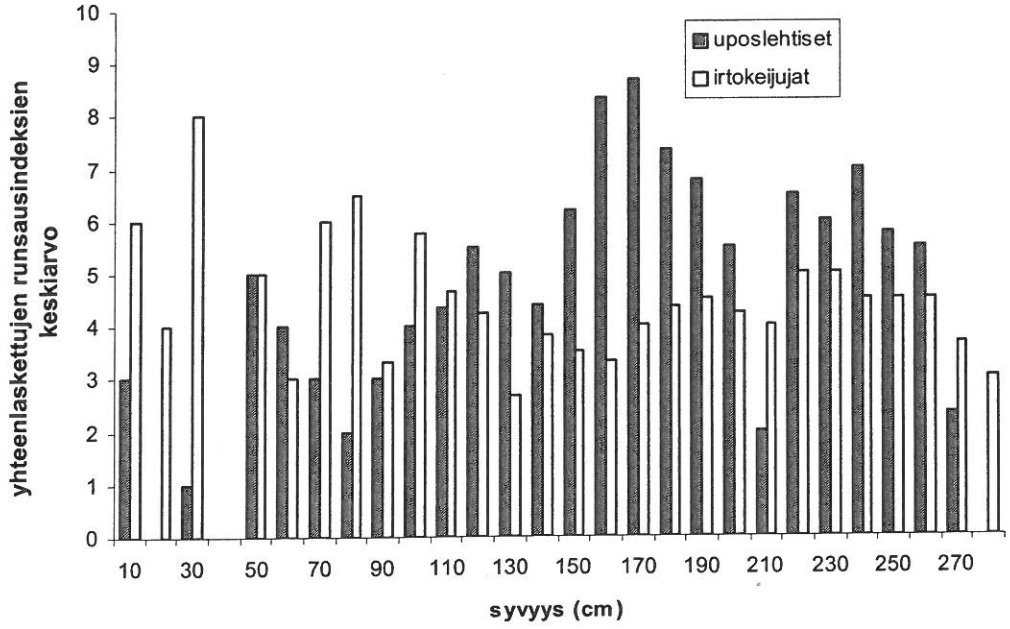
Taulukko 3. Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilla tavattujen vesikasveiksi luokiteltavien putkilokasvilajien sekä silopartalajin (*Nitella flexilis*) suurimmat kasvusyvyydet. Taulukkoon ei ole sisällytetty irtokellujia eikä ristilimaskaa (*Lemna trisulca*).

Laji	Suurin kasvusyvyys (cm)
Karvalehti *Ceratophyllum demersum*	280
Poimuvita *Potamogeton crispus*	275
Järvisätkin *Ranunculus peltatus*	265
Silopartalaji *Nitella flexilis*	255
Tylppälehtivita *Potamogeton obtusifolius*	250
Pitkälehtivita *Potamogeton praelongus*	235
Vesirutto *Elodea canadensis*	200
Isoulpukka *Nuphar lutea*	170
Pohjanlumme *Nymphaea alba*	140
Järvikorte *Equisetum fluviatile*	130
Kiiltovita *Potamogeton lucens*	120
Siimapalpakko *Sparganium gramineum*	120
Ruskoärviä *Myriophyllum alterniflorum*	110
Uistinvita *Potamogeton natans*	100
Järvikaisla *Schoenoplectus lacustris*	100
Isosorsimo *Glyceria maxima*	100
Järviruoko *Phragmites australis*	100
Kiehkuraärviä *Myriophyllum verticillatum*	90
Isovesiherne *Utricularia vulgaris*	90
Hapsiluikka *Eleocharis acicularis*	70
Haarapalpakko *Sparganium erectum*	70
Leveäosmankäämi *Typha latifolia*	70
Luhtasara *Carex vesicaria*	50
Terttualpi *Lysimachia thyrsiflora*	25
Rantaleinikki *Ranunculus reptans*	10

Ilmaversoista kasvillisuutta oli runsaimmin rannan välittömässä läheisyydessä, ja runsausindeksien ruutukohtaiset summat laskivat tasaisesti syvempään veteen siirryttäessä. Syvimmillään ilmaversoista kasvillisuutta tavattiin 130 cm syvyydeltä (Kuva 4). Irtokellujien runsaus oli suurinta 30-40 cm syvyydellä, yksittäisiä esiintymiä esiintyi kauempanakin rannasta kellulehtisten ja ilmaversoisten kasvien läheisyydessä (Kuva 4). Kellulehtisten kasvien runsaus oli suurinta 90 cm syvyydellä, laskien siitä sekä syvempään että matalampaan veteen päin mentäessä. Syvimmillään kellulehtistä kasvillisuutta oli 170 cm syvyydessä (Kuva 4). Pohjalehtisten kasvien vähät havainnot sijoittuivat syvyyksille 10-70 cm (Kuva 4). Uposlehtisiä kasveja oli kaikilla syvyyksillä välillä 10-270 cm. Niiden runsaus oli suurinta 160-180 cm syvyydellä (Kuva 5). Irtokeijujia löytyi niin ikään kaikilta syvyyksiltä 10-280 cm välillä. Irtokeijujien yhteenlasketut runsausindeksit olivat suurimmat matalassa rantavedessä runsaiden ristilimaskakasvustojen vuoksi (Kuva 5).



Kuva 4. Irtokellujien, kellulehtisten, ilmaversoisten ja pohjalehtisten kasvien syvyysjakauma Kilpiäistenpohjassa. Pylväät ilmaisevat kolmen linjan ruutukohtaista runsausindeksin summaa kultakin syvyydeltä.



Kuva 5. Irtokeijujien ja uposlehtisten kasvien syvyysjakauma Kilpiäistenpohjassa. Pylväät ilmaisevat kolmen linjan ruutukohtaista runsausindeksin summaa kultakin syvyydeltä.

3.2. Linnut

Kilpiäistenpohjassa tavattiin pesivänä 15 vesilintulajia: silkkiuikku (*Podiceps cristatus*), kaulushaikara (*Botaurus stellaris*), kyhmyjoutsen *(Cygnus olor)*, sinisorsa *(Anas platyrhynchos)*, tavi (*Anas crecca*), heinätavi (*Anas querquedula*), haapana (*Anas penelope*), telkkä (*Bucephala clangula*), punasotka (*Aythya ferina*), tukkakoskelo (*Mergus serrator*), nokikana (*Fulica atra*), luhtakana (*Rallus aquaticus*), naurulokki (*Larus ridibundus*), kalalokki (*Larus canus*) ja kalatiira (*Sterna hirundo*).

Vesilintulajien lisäksi Kilpiäistenpohjassa pesi viisi läheisesti kosteikkoihin sidoksissa olevaa lajia: taivaanvuohi (*Gallinago gallinago*), rantasipi (*Actitis hypoleucos*), ruokokerttunen (*Acrocephalus schoenobaenus*), rytikerttunen (*Acrocephalus scirpaeus*) ja pajusirkku (*Emberiza schoeniclus*) (Taulukko 4).

Pesivien parien lisäksi Kilpiäistenpohjan alueella ruokaili ja oleskeli säännöllisesti seuraavat lähistöllä pesivät lajit: kanadanhanhi (*Branta canadensis*), tukkasotka (*Aythya fuligula*), isokoskelo (*Mergus merganser*), ruskosuohaukka (*Circus aeruginosus*), nuolihaukka (*Falco subbuteo*), selkälokki (*Larus fuscus*), lehtopöllö (*Strix aluco*) ja pikkutikka (*Dendrocopos minor*).

Laulujoutsen (*Cygnus cygnus*) ja kalasääski (*Pandion haliaetus*) ruokailivat satunnaisesti Kilpiäistenpohjassa.

Pesimäajan ulkopuolella Kilpiäistenpohjaan kerääntyi runsaasti ruokailevia ja sulkivia vesilintuja. Suurin kerääntymä oli 26.6., jolloin lahdella oli mm. 62 haapanaa, 29 punasotkaa ja 11 tukkasotkaa.

Taulukko 4. Kilpiäistenpohjassa pesivänä tavattujen vesi- ja rantalintujen parimäärät. Pajusirkku pesi alueella, mutta sen parimäärää ei arvioitu.

Laji		Parimäärä
Silkkiuikku	*Podiceps cristatus*	38
Kaulushaikara	*Botaurus stellaris*	1
Kyhmyjoutsen	*Cygnus olor*	1
Sinisorsa	*Anas platyrhynchos*	7
Tavi	*Anas crecca*	1
Heinätavi	*Anas querquedula*	1
Haapana	*Anas penelope*	7
Telkkä	*Bucephala clangula*	4
Punasotka	*Aythya ferina*	3
Tukkakoskelo	*Mergus serrator*	1
Nokikana	*Fulica atra*	8
Luhtakana	*Rallus aquaticus*	1
Taivaanvuohi	*Gallinago gallinago*	2
Rantasipi	*Actitis hypoleucos*	2
Naurulokki	*Larus ridibundus*	175
Kalalokki	*Larus canus*	1
Kalatiira	*Sterna hirundo*	1
Ruokokerttunen	*Acrocephalus schoenobaenus*	53
Rytikerttunen	*Acrocephalus scirpaeus*	4
Pajusirkku	*Emberiza schoeniclus*	X

3.3. *Hyönteiset*

3.3.1. *Sudenkorennot*

Kilpiäistenpohjan alueelta tavattiin 19 sudenkorentolajia. Tavatut lajit ja niiden arvioitu runsaus on esitetty taulukossa 5.

Merkitsin viiden vuorokauden aikana 38 täplälampikorentokoirasta Kilpiäistenpohjan pohjoisrannalla. Näistä sain pyydystettyä uudelleen 12 koirasta (merkitsemisvuorokautena uudelleen pyydystetyt eivät sisälly lukuun). Yhteensä havaitsin 54 eri yksilöksi tulkittavaa koirasta. Mikäli merkittyjen yksilöiden osuus kokonaismäärästä on sama kuin kontrolloitujen merkittyjen yksilöiden osuus havaituista yksilöistä, täplälampikorennon populaatiokoko on vähintään 171 koirasta. Naaraita sain merkittyä 5 yksilöä, mutta näitä en saanut pyydystettyä uudelleen seuraavina päivinä.

Taulukko 5. Kilpiäistenpohjassa vuonna 2001 tavatut sudenkorentolajit ja niiden arvioitu runsaus. Runsausindeksissä 1 = vain yksi yksilö tavattu, 2 = 2–9 yksilöä tavattu, 3 = 10–99 yksilöä tavattu ja 4 = vähintään 100 yksilöä tavattu kesän aikana.

neidonkorento	*Calopteryx virgo*	2
sirokeijukorento	*Lestes sponsa*	3
keihästytönkorento	*Coenagrion hastulatum*	4
sirotytönkorento	*Coenagrion pulchellum*	3
isotytönkorento	*Erythromma najas*	4
okatytönkorento	*Enallagma cyathigerum*	4
ruskoukonkorento	*Aeshna grandis*	3
siniukonkorento	*A. juncea*	3
vaskikorento	*Cordulia aenea*	4
välkekorento	*Somatochlora metallica*	2
litteähukankorento	*Libellula depressa*	1
ruskohukankorento	*L. quadrimaculata*	4
tummasyyskorento	*Sympetrum danae*	4
elokorento	*S. flaveolum*	3
punasyyskorento	*S. vulgatum*	4
lummelampikorento	*Leucorrhinia caudalis*	1
pikkulampikorento	*L. dubia*	3
täplälampikorento	*L. pectoralis*	3
isolampikorento	*L. rubicunda*	4

3.3.2. Perhoset

Kilpiäistenpohjasta löytyi elokuussa 2001 viitenä valopyyntikertana 24 suurperhoslajia: *Scotopteryx chenopodiata, Xanthorhoe fluctuata, Eulithis populata, Dysstroma citrata, Mesotype didymata, Eupithecia sp., Crocallis elinguaria, Arctia caja, Lygephila pastinum, Diachrysia sp., Autographa gamma, Cosmia trapezina, Xanthia icteritia, Oligia latruncula, Mesapamea sp., Amphipoea sp., Archanara algae, Archanara sparganii, Mythimna conigera, Mythimna impura, Cerapteryx graminis, Noctua pronuba, Graphiophora augur, Xestia baja.*

4. Tulosten tarkastelu

4.1. Vesikasvillisuus

4.1.1. Vesikasvillisuuden merkitys järviekosysteemin sääteljänä

Järvet ja muut vesistöt ovat ranta- eli litoraalivyöhykkeensä kautta yhteydessä ympäröivään valuma-alueeseensa. Litoraalivyöhykkeen koko suhteessa avovesialueeseen riippuu alueen geomorfologiasta, matalissa ja suhteellisen pienissä järvissä sen merkitys korostuu. Litoraalivyöhykkeen kasvit voivat vastata suuresta osasta järven perustuotantoa ja siten säädellä koko ekosysteemin toimintaa. Kasvillisuudella ja siitä hajotustoiminnan myötä syntyvällä karikkeella on suuri merkitys elinympäristön luojana litoraalivyöhykkeen eliöille. Koska vesikasvillisuus vaikuttaa koko järven ekosysteemin toimintaan ja se on kiinteästi riippuvainen veden kemiallisista ominaisuuksista, botaanisten järvityyppien avulla on Suomessa pyritty tyypittelemään kokonaisia järviä useiden eri tutkijoiden toimesta (Toivonen & Leivo 2001). Botaaniset järvityyppiluokitukset perustuvat tiettyjen hallitsevien vesikasvilajien ja –sukujen esiintymiseen.

Ilmaversoisen vesikasvillisuuden ja siten myös litoraalivyöhykkeen ekosysteemin sukkessioon vaikuttaa useita tekijöitä. Kasvien kannalta tärkeimpiä tekijöitä ovat ravinteiden, hiilen ja auringon energian saatavuus. Sedimenttiin juurtuneet kasvit saavat ravinteensa sedimentistä ja vapaasti kelluvat ja keijuvat kasvit suoraan vedestä. Ravinteista typpi ja etenkin fosfori ovat kasvien kannalta tärkeimpiä (esim. Hutchinson 1975, Wetzel 2001). Näiden saatavuuteen vaikuttaa mm. veden ja sedimentin happamuus sekä happipitoisuus. Sedimentin fosforipitoisuus on monia kertoja suurempaa kuin yläpuolisen veden ja happipitoisuuden laskun myötä pelkistävissä olosuhteissa fosforia alkaa vapautua sedimentistä veteen. Veden pH-arvon ylittäessä 8,5 epäorgaanisen fosforin liukoisuus vähenee. Tehokas fotosynteesi saattaa vähentää saatavilla olevan fosforin määrää, sillä yhteytyksessä kulutettavan hiilidioksidin vuoksi veden pH-arvo saattaa nousta jopa 10:een eutrofisissa vesissä (Wetzel 2001). Bakteereilla on tärkeä merkitys typen kiertokulussa. Tämän vuoksi sedimentin ja veden lämpötilalla ja happipitoisuudella on tärkeä merkitys typen saatavuudessa kasveille.

Vesikasvillisuus säätelee olemassaolollaan ympäristönsä olosuhteita. Kasvit vaikuttavat mm. veden kirkkauteen, ravinnepitoisuuteen, sedimentin happipitoisuuteen ja veden happamuuteen. Ravinnepitoisissa vesistöissä on yleensä joko runsas vesikasvillisuus ja kirkas vesi tai kasviplanktonin hallitsema samean veden ekosysteemi. Tällainen vaihtoehtoinen tasapainotila on varsin pysyvä, eikä tilasta toiseen vaihtuminen tapahdu kovin helposti (Scheffer ym. 1993, Donabaum ym. 1999). Vesikasvien dominoimassa tilassa upos- ja pohjalehtisillä kasveilla sekä irtokeijujilla on tärkeä merkitys veden kirkkauden ylläpitäjinä (Madsen ym. 2001). Vaikuttavia mekanismeja on useita: vesikasvit ja niihin kiinnittyneet epifyyttiset levät kilpailevat tehokkaasti ravinteista ja valosta kasviplanktonin kanssa, kasvit erittävät leville haitallisia allelopaattisia kemikaaleja sekä tarjoavat eläinplanktonille ja petokaloille refugion (Scheffer ym. 1993, Faafeng & Mjelde 1998, Jeppesen ym. 1998, Persson & Crowder 1998, Donabaum ym. 1999).

4.1.2. Tutkimusmenetelmän arviointi

Ilmaversoisten vesikasvien käyttöä on suositeltu veden laadussa tapahtuvien muutosten seurantaan (Melzer 1999). Pidemmän elinkiertonsa vuoksi ne soveltuvat kasvi- ja eläinplanktonia paremmin veden laadussa tapahtuvien pitkäaikaismuutosten seurantaan koska ne eivät reagoi vedenlaadun vuotuisiin vaihteluihin yhtä herkästi. Vesikasvillisuuden lajikoostumuksen ja vesikemian välinen yhteys on osoitettu lukuisissa tutkimuksissa (esim. Roelofs 1983, Toivonen 1984, Melzer 1999).

Vesijärven eteläosien, etenkin Enonselän, vesikasvillisuuden tutkimisella on pitkät perinteet, joten alueen vesikasvillisuudessa tapahtuneista muutoksista on olemassa runsaasti tietoa. Ensimmäiset maininnat Vesijärven kasvillisuudesta ovat vuodelta 1870, jolloin Norrlin julkaisi Hollolan lehtokeskuksen ja sen lähiympäristön kasvillisuutta kuvaavan teoksen (Manni 1953). Levanto julkaisi vuonna 1936 tutkimuksen Vesijärven itärannan keskiosan kasvillisuudesta, tutkimusalueen rajoittuessa Kajaanselän kaakkoisrantaan ja Komonselän itärantaan (Manni 1953).

Ensimmäinen kattavampi tutkimus Vesijärven Enonselän kasvillisuudesta on 1950-luvun alussa Mannin tekemä laaja pro gradu –tutkielma. Mannin tutkimusalue käsitti Paimelanlahden, Kukkilanselän ja Enonselän lukuun ottamatta länsirantaa. Tutkimusalueeltaan hän inventoi kasvilajit 40:ltä tutkimuslinjalta. Tuolloin hän kartoitti myös Kilpiäistenpohjan vesikasvillisuutta kolmelta linjalta. Linjat sijaitsivat Kilpiäistenpohjan länsi-, pohjois- ja itärannalla. Linjat olivat n. 50 metriä leveitä kaistoja, joilta kirjattiin kaikki kasvilajit ylös. Syvemmästä vedestä kasvit kartoitettiin pohjaharan avulla. (Manni 1953).

Manni arvioi lajien runsautta koko tutkimusalueellaan käyttäen 7-portaista asteikkoa, mutta tätä runsausarviointia ei ole esitetty linjakohtaisesti, joten kasvilajien runsaudesta ei voi sanoa paljoakaan sen perusteella. Manni on

kuitenkin kuvannut jokaisen kasvilajin esiintymistä tutkimusalueellaan varsin laajasti, joten näistä kuvauksista löytyy tietoja myös lajien runsauksista Kilpiäistenpohjassa. (Manni 1953).

Lammi & Lammi kartoittivat vuonna 1988 Kilpiäistenpohjassa samat kolme linjaa, jotka Manni oli kartoittanut (Lammi & Lammi 1989). He määrittivät 50 metriä leveältä linjalta kasvilajit, niiden runsauden 5-portaisella asteikolla, kasvusyvyydet ja kasvustojen etäisyydet rannasta.

Lammi & Venetvaara kartoittivat vuonna 1993 uudelleen vuonna 1988 kartoitetut Kilpiäistenpohjan linjat samoin menetelmin (Lammi & Venetvaara 1993). Työn tarkoituksena oli tarkastella vuosien 1988 ja 1993 välillä tapahtuneita muutoksia kasvillisuudessa. Venetvaara & Lammi uusivat vuonna 1995 kartoituksen keskittyen vain osaan edellisen tutkimuskerran linjoista (Venetvaara & Lammi 1995). Tuolloin he kartoittivat Kilpiäistenpohjasta ainoastaan pohjoislinjan.

Etelä-Savon ympäristökeskuksessa on tehty vuosina 2000-2001 järvien vesimakrofyyttiseurantojen kehittämiseen tähtäävää tutkimusta. Tutkimuksen taustalla on EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi, jonka mukaan vesien suurkasvillisuuden koostumus ja runsaussuhteet ovat järvien ekologisen tilan luokittelua koskevia biologisia tekijöitä. Tutkimuksessa vertailtiin erilaisia vesikasvillisuuden kartoitusmenetelmiä ja niissä käytettäviä apuvälineitä. (Leka 2002).

Julkaistun väliraportin mukaan näyteruudun koolla ei havaittu olevan vaikutusta kasvillisuuden peittävyysarvioinnin luotettavuuteen. Tutkimuksissa verrattiin sekä 0,25m^2 että 1m^2 ruutuja ja jälkimmäisen todettiin antavan kattavamman tuloksen ruudun lajistosta (Leka 2002). Tämän perusteella Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjojen ruutukokoa (4m^2) voi pitää riittävänä.

Väliraportin mukaan 7-portaista luokka-asteikkoa käytettäessä yhden luokan erot ruutujen peittävyysarvioissa ovat melko tavallisia riippumatta peittävyysluokkien suuruudesta. Kahden luokkavälin erot ovat kuitenkin harvinaisia, niitä esiintyi tutkimuksessa vain 5 %:lla eri arvioijien välisissä vertailuissa. Väliraportissa suositellaankin, ettei peittävyystulosten tilastollisessa tulkinnassa pitäisi antaa suurta painoarvoa yhden luokkavälin eroille. (Leka 2002). Kilpiäistenpohjan kasvillisuustutkimuksessa käyttämäni 5-portainen luokkajako pienentää tutkijasta johtuvan tulkintaeron mahdollisuutta, vaikkakin tulokset ovat karkeampia kuin useampiportaisella luokka-asteikolla saatavat tulokset. Leka (2002) päätyy suosittelemaan prosenttijaotuksen käyttämistä luokkajaon sijasta, mutta Kilpiäistenpohjan tutkimuksessa se olisi heikentänyt tulosten vertailukelpoisuutta aiempiin tutkimuksiin.

4.1.3. Kilpiäistenpohjan vesikasvillisuus

Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löytyi heinäkuussa 2001 yhteensä 29 Toivosen (1984) vesikasveiksi luokittelemaa lajia. Luku sisältää putkilokasvien lisäksi yhden näkinpartaislevä-lajin. Lisäksi Kilpiäistenpohjasta löytyi tutkimuslinjojen ulkopuolelta yhdeksän muuta vesikasvilajia. Nämä olivat joko niin vähälukuisia että eivät osuneet tutkimuslinjoille tai sitten ne kasvoivat rantaluhdan puolella.

Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta on löytynyt yhtä monta lajia viimeksi vuosina 1949-1952 toteutetussa kartoituksessa (Manni 1953). Vuosina 1987-1988 toteutetussa kartoituksessa (Lammi & Lammi 1989) löytyi 27 lajia. Vuonna 1993 vastaavilta linjoilta löytyi vain 23 vesikasvilajia (Lammi & Venetvaara 1993). Vuonna 1995 tutkitulta yhdeltä linjalta löytyi 19 lajia (Venetvaara & Lammi 1995).

Kilpiäistenpohjasta löytyi neljä vesikasvilajia, joita ei ole löytynyt aiemmissa selvityksissä: järvisätkin (*Ranunculus peltatus*), ruskoärviä (*Myriophyllum*

alterniflorum), rantaleinikki (*Ranunculus reptans*) ja luhtasara (*Carex vesicaria*). Kilpiäistenpohjasta löytyi lisäksi siimapalpakko (*Sparganium gramineum*) ja hapsiluikka (*Eleocharis acicularis*), joita ei tavattu 1990-luvulla. (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995).

Vielä 1990-luvulla Kilpiäistenpohjassa tavatuista lajeista (Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995) ainoastaan ojasosorsimo (*Glyceria fluitans*) jäi löytymättä vuonna 2001. Lajeja, joiden edellinen havainto on vuosilta 1949-1952 (Manni 1953), jäi löytymättä kolme: pystykeiholehti (*Sagittaria sagittifolia*), isovesitähti (*Callitriche cophocarpa*) ja heinävita (*Potamogeton gramineus*).

Kilpiäistenpohjasta ei löytynyt kasvillisuusselvityksen yhteydessä uhanalaisia tai rauhoitettuja kasvilajeja.

4.1.4. Ilmaversoiset lajit

Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löytyi kahdeksan ilmaversoista Toivosen (1984) luettelon mukaista vesikasvia. Vuosina 1949-1952 tutkimuslinjoilta löytyi 10 lajia (Manni 1953), vuosina 1987-1988 10 lajia (Lammi & Lammi 1989) ja vuonna 1993 enää kuusi lajia (Lammi & Venetvaara 1993).

Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löytyi kaksi ilmaversoista lajia, joita ei ole ennen tavattu alueen linjoilta; luhtasara (*Carex vesicaria*) ja isosorsimo (*Glyceria maxima*) (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Isosorsimon kasvustot ovat laajentuneet Kilpiäistenpohjassa 1990-luvun kasvillisuusselvitysten jälkeen, jolloin sitä tavattiin tutkimuslinjoilla ainoastaan rantaluhdilla (Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Vuonna 2001 isosorsimo kasvoi kahdella linjalla aina 100 cm syvyyteen saakka. Laji on ravinteisuusvaatimuksiltaan eutrafentti,

eli se hyötyy veden rehevöitymisestä (Toivonen & Huttunen 1995). Luhtasaraa kasvoi yhdellä tutkimuslinjalla 50 cm syvyyteen saakka, laji on ravinteisuusvaatimuksiltaan meso-eutrafentti (Toivonen & Huttunen 1995).

Kilpiäistenpohjassa taantuneita ilmaversoisia lajeja ovat ratamosarpio (*Alisma plantago-aquatica*) ja rantaluikka (*Eleocharis palustris*). Kumpiakin lajeja löytyi rantaluhdalta ja paikoin rantavedestä, mutta tutkimuslinjoille ei osunut ainoatakaan yksilöä. Molemmat lajit ovat taantuneet Enonselän alueella 1950-luvulta lähtien (Manni 1953). Ratamosarpion suurin kasvusyvyys Enonselän alueella on laskenut vuosien 1949-1952 40 senttimetristä vuoden 1995 10 senttimetriin (Manni 1953, Venetvaara & Lammi 1995). Rantaluikalla vastaava kasvusyvyyden muutos on vuosien 1949-1952 40 senttimetristä vuosien 1987-1995 20 senttimetriin (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Ratamosarpio on ravinteisuusvaatimuksiltaan meso-eutrafentti laji, rantaluikka on oligotrafentti (Toivonen & Huttunen 1995). Täten ainakin rantaluikan taantuminen saattaa selittyä vesistön rehevöitymisellä.

Järvikorte (*Equisetum fluviatile*) on tutkimuslinjojen runsain ilmaversoinen vesikasvi runsausindeksillä mitattuna. Lajin runsaus on pysynyt Kilpiäistenpohjassa jokseenkin muuttumattomana ainakin vuoden 1987 selvityksestä alkaen, eikä kasvusyvyydessäkään ole tapahtunut merkittävää muutosta (Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995).

Rantavyöhykkeen hallitsevin ilmaversoinen kasvi Kilpiäistenpohjassa on järviruoko (*Phragmites australis*). Laji on ollut 1990-luvun kartoituksissa Enonselän runsain ja laajimmalle levinnyt ilmaversoinen kasvi (Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Kilpiäistenpohjan ruovikot ovat Enonselän laajimmat ja vankimmat. Kesällä 2001 korkeimmat ruokokasvustot olivat peräti 335 cm korkeita. Laji kasvaa Enonselän alueella syvimmillään 180 senttimetrissä, vuosina 1949-1952 jopa kahden metrin syvyydessä (Manni

1953). Kilpiäistenpohjassa lajin enimmäiskasvusyvyys näyttää pienentyneen vuosi vuodelta: vuonna 1993 145 cm (Lammi & Venetvaara 1993), 1995 130 cm (Venetvaara & Lammi 1995), ja vuonna 2001 vain 100 cm.

Lammin & Venetvaaran (1995) mukaan järviruokokasvustot olisivat leventyneet Kilpiäistenpohjassa 1990-luvulla noin metrin vuodessa, mutta heidän selvityksessä olevasta ilmakuvan pohjalta piirretystä kartasta näkyy myös kasvustojen häviämistä Kilpiäistenpohjan perukasta. Myöskään tutkimuslinjoilla järviruon runsauden muutoksessa ei ole havaittavissa selvää suuntausta: vuoden 1993 tilanteeseen verrattuna (Lammi & Venetvaara 1993) laji oli lähes hävinnyt itälinjalta, pohjoislinjalla laji oli runsastunut hieman ja länsilinjalla laji oli taantunut. Osa kasvustojen taantumisesta selittynee pienialaisilla ruovikon niitoilla, erityisesti Kilpiäisten uimarannan ja venelaiturin alueella.

Koska valtaosa ruovikoista sijaitsee pinnanmyötäisen umpeenkasvun synnyttämillä rantaniityllä, avovesialueella tehtävä kasvillisuuskartoitus ei ole paras mahdollinen tapa seurata järviruon runsausmuutoksia. Koska ruovikon levittäytyminen avovettä kohti siirtää samalla pikku hiljaa rantaviivaa ulommas, laajeneva kasvusto saattaa vaikuttaa muuttumattomalta, mikäli tarkastellaan vedessä kasvavia kasvustoja. Paras keino selvittää järviruon ja muiden vallitsevien ilmaversoisten runsausmuutoksia olisikin verrata alueelta eri vuosina otettuja ilmakuvia toisiinsa.

Järviruoko on ravinteissuvaatimuksiltaan indifferentti, mutta järven rehevöityminen voi hyödyttää välillisesti järviruokoa pohjan orgaanisen aineksen lisääntymisen vuoksi (Hartog ym. 1989, Toivonen & Huttunen 1995). Vesistöjen rehevöitymisellä ei ole kuitenkaan yksiselitteistä järviruokoa suosivaa vaikutusta, sillä vesistöjen lisääntyneen typpipitoisuuden on havaittu pienentävän ruovikoiden pinta-alaa Englannissa (Boar ym. 1989). Myös vesistöjen säännöstelyn on havaittu olevan haitallista ruovikoiden lisääntymiselle, sillä luonnollisen vedenkorkeuden vaihteluiden puuttuminen haittaa uusien versojen kasvua (Rea 1996).

Tarkasteltaessa ilmaversoisia elomuotoryhmänä, avovesialueella ei ole tapahtunut merkitseviä muutoksia lajiryhmän tasolla vuosien 1993 ja 2001 välillä (Kuva 6).

4.1.5. Kellulehtiset lajit

Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löytyi neljä kellulehtistä Toivosen (1984) luettelon mukaista vesikasvilajia. Vuosina 1949-1952 tutkimuslinjoilta löytyi viisi lajia (Manni 1953), vuosina 1987-1988 ja 1993 kolme lajia (Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993).

Siimapalpakkoa (*Sparganium gramineum*) ei ole tavattu Enonselän alueella vuoden 1953 jälkeen tehdyissä selvityksissä ennen vuonna 2001 Kilpiäistenpohjasta löytyneitä kasvustoja (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Kilpiäistenpohjassa lajin pienialaisia kasvustoja osui kahdelle tutkimuslinjalle enimmillään 120 senttimetrin syvyydessä. Laji on ravinteisuusvaatimuksiltaan mesotrafentti. (Toivonen & Huttunen 1995).

Vesitattarella (*Polygonum amphibium*)on sekä kuivalla maalla kasvava maamuoto että kellulehtinen vesimuoto (Hämet-Ahti ym. 1998, Partridge 2001). Vesimuoto kasvaa parhaiten täysin valoisassa tai korkeintaan lievästi varjostetuissa kasvupaikoissa (Partridge 2001). Kellulehtistä muotoa löytyi Kilpiäistenpohjasta kahdelta tutkimuslinjalta vuosina 1949-1952, mutta 1980- ja 1990-luvuilla lajia ei enää tavattu. (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Vuonna 2001 löytyi pieni vesitatarkasvusto Kilpiäistenpohjan itärannalta, kuitenkin tutkimuslinjan ulkopuolelta. Vesimuoto on mahdollisesti taantunut laidunnuksen lopettamisen seurauksena runsastuneiden ilmaversoisten vesikasvien lisääntyneen varjostuksen vuoksi. Maamuotoa puolestaan kasvaa ympäri Kilpiäistenpohjan

rantoja. Ravinteisuusvaatimuksiltaan laji on meso-eutrafentti (Toivonen & Huttunen 1995).

Lajiryhmätasolla kellulehtisten runsaudessa ei ole tapahtunut selkeitä muutoksia vuosien 1993 ja 2001 välillä (Kuva 6). Kahdella linjalla kellulehtisten lajien keskimääräinen runsaus kasvoi, yhdellä laski hieman.

4.1.6. Uposlehtiset lajit

Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löytyi yhdeksän uposlehtistä Toivosen (1984) luettelon mukaista vesikasvilajia. Vuosina 1949-1952 tutkimuslinjoilta löytyi kuusi lajia (Manni 1953), vuosina 1987-1988 seitsemän (Lammi & Lammi 1989) ja 1993 kahdeksan lajia (Lammi & Venetvaara 1993).

Kilpiäistenpohjalle uutena uposlehtisenä lajina löytyi ruskoärviää (*Myriophyllum alterniflorum*) yksi verso kahdelta tutkimuslinjalta. Lajia ei ole tavattu Enonselällä 1950-luvun alun jälkeen ennen vuotta 1995, jolloin löytyi yksi kasvusto (Manni 1953, Venetvaara & Lammi 1995). Laji on ravinteisuusvaatimuksiltaan oligo-mesotrafentti (Toivonen & Huttunen 1995).

Kilpiäistenpohjan uposlehtisten runsausmuutoksissa vuosien 2001 ja 1993 (Lammi & Venetvaara 1993) välillä tilastollisesti merkitsevää on ollut järvisätkimen (*Ranunculus peltatus*) ja poimuvidan (*Potamogeton crispus*) runsastuminen sekä tylppälehtividan (*Potamogeton obtusifolius*), ahvenvidan (*Potamogeton perfoliatus*) ja vesiruton (*Elodea canadensis*) taantuminen (Taulukko 6).

Järvisätkin on kirkasvetisten kasvupaikkojen tunnuskasveja ja yksi parhaimmista Enonselän parantunutta veden laatua ilmentävistä lajeista. Manni (1953) tapasi lajia useista paikoista Enonselällä 1949-1952, mutta vuonna 1987 sitä ei tavattu ollenkaan (Lammi & Lammi 1989). Vuoden 1993 kartoituksessa

(Lammi & Venetvaara 1993) löytyi pieni järvisätkinkasvusto Karjusaaren edustalta, mutta Kilpiäistenpohjasta lajia löytyi vasta vuonna 2001. Laji kasvoi Kilpiäistenpohjassa syvimmillään 265 senttimetrissä, mikä on enemmän kuin kertaakaan aiemmin koko Enonselän alueella, Mannin kartoitus mukaan lukien (Manni 1953, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Järvisätkin on ravinteisuusvaatimuksiltaan mesotrafentti laji (Toivonen & Huttunen 1995) eikä siedä vesistöjen happamoitumista (Thiébaut 1999).

Poimuvita oli Kilpiäistenpohjan toiseksi runsain laji tutkimuslinjojen runsausindeksin perusteella sekä runsain uposlehtinen laji. Poimuvitaa kasvaa koko Kilpiäistenpohjan alueella aina syvimpiä osia myöten. Poimuvita muodostaa paikoin hyvin tiiviitä kasvustoja Kilpiäistenpohjassa, mutta koska versot eivät yleensä ylety pinnalle asti, lajia voi olla vaikea havaita. Poimuvita pystyy yhteyttämään myös jää- ja lumipeitteen alla, joten se saa kilpailuetua niihin vesimakrofyyttilajeihin nähden, jotka vaativat lämpimämpää vettä kasvaakseen (Nichols & Shaw 1986). Poimuvita on eutrafentti laji, joten se hyötyy vesistöjen rehevöitymisestä (Nichols & Shaw 1986, Toivonen & Huttunen 1995).

Tylppälehtivita on runsastunut Enonselällä huomattavasti 1950- ja 1990-lukujen välillä. Venetvaaran & Lammin (1995) mukaan Kilpiäistenpohja on lajin tärkein kasvupaikka Enonselällä. Kesällä 1995 tylppälehtivita oli Enonselän 10. runsain laji. (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Näitä tietoja vasten lajin taantuminen näyttää olleen todella suurta Kilpiäistenpohjassa, sillä ainoastaan yksi pieni kasvusto löytyi 250 senttimetrin syvyydestä Karjusaaren edustalta. Voimakkaasti runsastuneen poimuvidan tavoin tylppälehtivitakin on ravinteisuusvaatimuksiltaan eutrafentti, joten se hyötyy lievästä rehevöitymisestä (Toivonen & Huttunen 1995). Lajin taantumisen syynä saattaa olla poimuvidan ja karvalehden runsastuminen, sillä nämä muodostavat laaja-alaisia, hyvin tiiviitä kasvustoja Kilpiäistenpohjassa. Korkeampina kasveina

LAHDEN TIEDEKIRJASTO
Lahti Science Library

poimuvita ja karvalehti pystyvät ilmeisesti kilpailemaan lyhyempää tylppälehtivitaa tehokkaammin valosta.

Ahvenvita on ollut runsas laji Enonselällä eikä sen runsaudessa ole tapahtunut varsinaisesti muutoksia vuosien 1953 ja 1995 välillä, vaikkakin laji on siirtynyt syvempään veteen. Kilpiäistenpohjassa laji on kuitenkin taantunut: vuonna 1993 sitä tavattiin kahdelta tutkimuslinjalta, vuonna 1995 löytyi ainoalta inventoidulta tutkimuslinjalta, mutta vuonna 2001 ei yhdeltäkään. (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Muutamia pieniä kasvustoja löytyi tutkimuslinjojen ulkopuolelta, mutta laji ei muodostanut missään kohtaa laajoja kasvustoja. Ahvenvita on ravinteisuusvaatimuksiltaan indifferentti (Toivonen & Huttunen 1995).

Vesirutto on runsastunut Enonselällä 1950-luvun jälkeen ja vallannut myös syvemmän veden alueita. Manni tapasi lajia 1950-luvun alussa enimmillään 70 cm syvyydeltä, mutta vuonna 1993 lajia tavattiin peräti 390 cm syvyydeltä. Kilpiäistenpohjassa laji on kasvanut syvimmillään 230 cm syvyydessä vuonna 1995, jolloin laji kasvoi mattomaisina kasvustoina. (Manni 1953, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Vuonna 2001 laji oli taantunut, sillä se kasvoi enimmillään 200 cm syvyydessä ja muodosti vain muutamissa tutkimuslinjojen ruuduissa yhtenäisiä kasvustoja. Lajin runsastumiselle 1990-luvulla ei ole yksiselitteistä syytä. Vesirutto tulee toimeen varsin alhaisessakin valon intensiteetissä moniin muihin vesimakrofyyttilajeihin verrattuna, joten veden kirkastuminen ei tarjoa kilpailuetua lajille (Nichols & Shaw 1986). Vesirutto on ravinteisuusvaatimuksiltaan meso-eutrafentti (Toivonen & Huttunen 1995) ja sitä pidetään myös eutrofisten olosuhteiden indikaattorilajina (Nichols & Shaw 1986).

Pitkälehtivita (*Potamogeton praelongus*) on poimuvidan tavoin runsastunut ja levinnyt aiempaa syvempään veteen Kilpiäistenpohjassa. Vuonna 1993 lajia löytyi Kilpiäistenpohjassa enimmillään 160 senttimetrin syvyydestä, mutta vuonna 2001 jopa 235 senttimetrin syvyydestä. Poimuvidan tavoin

pitkälehtivitakin on ilmestynyt Enonselälle vasta 1950-luvun jälkeen. (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Laji on ravinteisuusvaatimuksiltaan meso-eutrafentti (Toivonen & Huttunen 1995).

Silopartalajia (*Nitella flexilis*) tavattiin vielä 1950-luvulla useista paikoista Vesijärven kaakkoisosista Karjusaaren pohjoispuolelta (Manni 1953). Laji löytyi Enonselältä uudestaan 1990-luvulla, minkä jälkeen se alkoi runsastua nopeasti. Kilpiäistenpohjassa laji tavattiin ensi kerran vuonna 1993 ja on sen jälkeen runsastunut selvästi. Kesällä 2001 laji muodosti paikoin yhtenäisiä kasvustoja Kilpiäistenpohjan keskiosissa. Laji on vallannut myös syvemmän veden kasvupaikkoja Kilpiäistenpohjassa: vuonna 1993 lajin enimmäiskasvusyvyys oli 190 cm, vuonna 1995 210 cm ja vuonna 2001 jo 255 cm. (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). *N. flexilis* on ravinteisuusvaatimuksiltaan meso-eutrafentti (Toivonen & Huttunen 1995). Laji suosii neutraaleja ja alkalisia vesistöjä, pH-arvon alaraja on eri tutkimuksissa vaihdellut välillä 5,0-6,6 (Brouwer 2002).

Tarkasteltaessa uposlehtisiä elomuotoryhmänä, avovesialueella on tapahtunut selvää runsastumista vuosien 1993 ja 2001 välillä (Kuva 6). Uposlehtisten kasvien yhteenlasketun, ruutukohtaisen runsausindeksin ero on tilastollisesti merkitsevä ko. vuosien välillä (kaksisuuntainen t-testi, $p < 0,05$). Ero olisi vielä selvempi, mikäli uposkasvien tapaan pinnan alla vapaasti keijuva karvalehti (*Ceratophyllum demersum*) laskettaisiin mukaan.

Kilpiäistenpohjassa runsastuneiden ja syvemmän veden kasvupaikkoja vallanneet pitkälehtivita ja ruskoärviä ovat taantuneet Suomessa 1930-luvulta 1990-luvulle tultaessa maa- ja metsätalouden sekä teollisuuden vesistöjä rehevöittävän vaikutuksen vuoksi (Murphy 2002). Muidenkin uposlehtisten kasvien runsastumista voi pitää osoituksena Vesijärven vedenlaadun parantumisesta. Uposlehtisille vesikasveille veden valaistusolosuhteilla on

tärkeä merkitys. Vedessä olevat liuenneet orgaaniset aineet, savipartikkelit ja kasviplankton vähentävät veden pinnan alla kasvavien kasvien käyttöön tulevan valon määrää heikentäen näiden kasvuolosuhteita. (Best ym. 2001, Van Duin ym. 2001).

4.1.7. Irtokeijuvat lajit

Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löytyi kolme Toivosen (1984) luettelon mukaista irtokeijuvaa vesikasvilajia. Myös vuosina 1949-1952, 1987-1988 ja 1993 tutkimuslinjoilta löytyi kolme lajia (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993). Vuosina 1949-1952 linjoilta löytyneistä lajeista kahta on löytynyt myöhemmin vain rantaluhdan allikoista, nimittäin pikku- ja rimpivesihernettä (*Utricularia minor* ja *U. intermedia*).

Ristilimaska (*Lemna trisulca*) on löytynyt Vesijärveltä vasta 1970-luvulla, mutta on sen jälkeen levittäytynyt nopeasti. Lajin runsaudessa ei ole tapahtunut 1990-luvulla suuria muutoksia Enoselän alueella (Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Laji kasvaa Kilpiäistenpohjan rannoilla pintavedessä keijuvina paksuina mattomaisina kasvustoina. Yhtenäiset kasvustot ulottuvat jopa 200 metrin päähän rantaviivasta, pohjaan painuneita versoja löytyy kauempaakin. Varsinkin rannan lähellä kasvustot ovat yleensä niin tiheitä, että niiden alla ei kasva muita putkilokasveja. Runsaudestaan huolimatta laji on taantunut Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilla vuosien 1993 ja 2001 välillä. Tutkimuslinjojen runsausindeksien keskiarvojen ero oli tilastollisesti merkitsevä (Taulukko 6). Ristilimaska on ravinteisuusvaatimuksiltaan eutrafentti (Toivonen & Huttunen 1995). Lajin massaesiintymiset Kilpiäistenpohjassa ovat sidoksissa myös lämpötilaan, sillä ravinteiden saatavuus ei ole kasvua rajoittava tekijä veden lämpötilan ollessa alle +15 °C (Appenroth 2002).

Karvalehteä (*Ceratophyllum demersum*) kasvoi 1949-1952 Enonselän alueella vain Kilpiäistenpohjan edustalta, mutta sekä vuosina 1995 että 2001 laji oli runsain vesikasvi tutkimuslinjojen runsausindeksin perusteella arvioituna. Runsastumisen ohella laji on myös levittäytynyt syvempään veteen: vuosina 1949-1952 lajin ainoa kasvusto oli 350 senttimetrin syvyydessä, mutta vuonna 1995 lajia tavattiin jopa neljän metrin syvyydeltä. Kilpiäistenpohjassa lajia kasvaa koko alueella, ja se on runsastunut edelleen 1990-luvun selvitysten jälkeen. (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjojen runsausindeksien keskiarvojen ero oli tilastollisesti merkitsevä vuosien 1993 ja 2001 välillä (Taulukko 6). Yhdessä poimuvidan kanssa laji muodostaa laaja-alaisia, hyvin paksuja kasvustoja, jotka tukahduttavat heikommat kilpailijat. Laji on eutrafentti eli hyötyy vesistön rehevöitymisestä (Toivonen & Huttunen 1995). Kilpiäistenpohjassa havaittava runsastuminen johtuu kuitenkin luultavammin veden kirkastumisesta, minkä osoituksena on lajin levittäytyminen yhä syvempiin vesiin.

Tarkasteltaessa irtokeijujia elomuotoryhmänä, avovesialueella lajiryhmän keskimääräisessä runsauden muutoksessa ei ole havaittavissa selkeää kehitystä vuosien 1993 ja 2001 välillä (Kuva 6). Elomuotoryhmän runsaus on kasvanut kahdella linjalla, joista toisella erittäin paljon, mutta pienentynyt yhdellä linjalla. Tutkimuslinjalla, jolla irtokeijujien runsastuminen oli selvintä, syynä oli yksinomaan karvalehden voimakas runsastuminen.

4.1.8. Irtokelluvat lajit

Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löytyi kolme Toivosen (1984) luettelon mukaista irtokelluvaa vesikasvilajia. Vuosina 1949-1952, 1987-1988 ja 1993 tutkimuslinjoilta löytyi neljä lajia (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993). Luvut sisältävät putkilokasvien lisäksi kelluvat maksasammallajit.

Vuonna 2001 tutkimuslinjoilta jäi löytymättä aiemmissa tutkimuksissa löytynyt sorsansammal (*Ricciocarpos natans*). Lajia löytyi ainoastaan muutamasta rantaluhdalla olleesta allikosta, mutta myöhemmin loppukesällä lajia oli ilmestynyt myös ruovikoiden edustalle avoveteen. Lajia tavattiin Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilla sekä 1993 että 1995 (Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Tutkimuslinjojen runsausindeksien keskiarvojen ero oli myös tilastollisesti merkitsevä vuosien 1993 ja 2001 välillä (Taulukko 6). Sorsansammal on eutrafentti laji (Toivonen & Huttunen 1995).

Lajiryhmätasolla irtokellujien keskimääräisessä runsaudessa ei ole havaittavissa selvää eroa vuosien 1993 ja 2001 välillä (Kuva 6). Tämän elomuotoryhmän runsaus riippuu paljon ilmaversoisten ja kellulehtisten lajien runsaudesta, sillä vapaasti kelluvat versot ovat ilman muiden lajien suojaa alttiita aallokon ja tuulen vaikutuksille. Vapaasti kelluvat irtokellujat hyötyvät myös veden kohonneesta fosfaattipitoisuudesta, sillä ne ottavat kaikki ravinteensa suoraan vedestä (Roelofs 1983).

4.1.9. Pohjalehtiset lajit

Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilta löytyi kaksi Toivosen (1984) luettelon mukaista pohjalehtistä vesikasvilajia. Vuosina 1949-1952 ja 1993 tutkimuslinjoilta ei ole löytynyt pohjalehtisiä lajeja (Manni 1953, Lammi & Venetvaara 1993), vuosina 1987-1988 löytyi yksi laji (Lammi & Lammi 1989). Vähäisistä kasvustoista johtuen lajiryhmätason runsausmuutos ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevä vuosien 1993 ja 2001 välillä.

Hapsiluikan (*Eleocharis acicularis*) uposkasvina kasvavaa muotoa löytyi Kilpiäistenpohjasta yhdeltä tutkimuslinjalta 35-70 cm syvyydeltä. Sitä on aiemmin tavattu Kilpiäistenpohjasta vain vuosien 1987-1988 selvityksessä. Laji on taantunut muiden pohjalehtisten tavoin Enonselän alueella 1950-luvun alun

jälkeen. (Manni 1953, Lammi & Lammi 1989, Lammi & Venetvaara 1993, Venetvaara & Lammi 1995). Hapsiluikka on ravinteisuusvaatimuksiltaan oligo-mesotrafentti (Toivonen & Huttunen 1995).

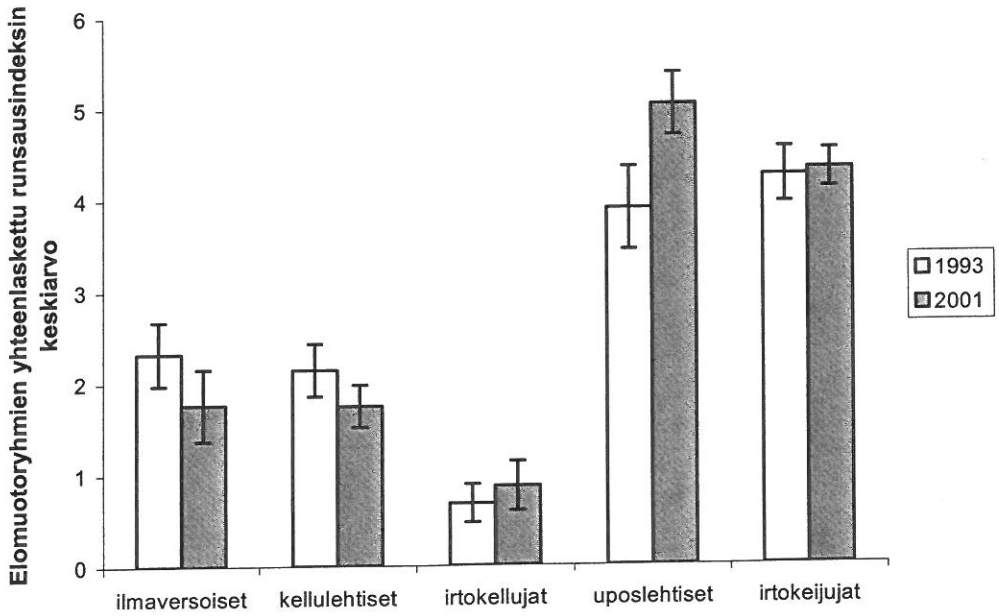
Rantaleinikki (*Ranunculus reptans*) löytyi Kilpiäistenpohjasta yhdeltä linjalta 10 cm syvyydeltä vuonna 2001. Rantaleinikki kasvaa sekä rannoilla että pohjalehtisenä uposkasvina. Laji suosii avoimia ja kovapohjaisia rantoja, joten se ei luultavasti tule ikinä olemaan kovin runsas Kilpiäistenpohjassa (Hämet-Ahti ym. 1998). Rantaleinikki on ravinteisuusvaatimuksiltaan oligo-mesotrafentti (Toivonen & Huttunen 1995).

Vaikka pohjalehtisten kasvien kasvustot olivat melko vaatimattomia, ne kuitenkin ilmentävät veden laadun paranemista, sillä kokonaan upoksissa kasvavat lajit kärsivät eniten rehevöitymisen aiheuttamasta veden samentumisesta ja valon määrän vähenemisestä (Roelofs 1983, Best ym. 2001, Van Duin ym. 2001). Veden kirkastumisen ansiosta runsastuneet pohjalehtiset kasvit myös vähentävät sedimentistä veteen vapautuvaa fosfaatin ja typen määrää, mikä edelleen hidastaa rehevöitymistä (Brouwer ym. 2002).

Pohjalehtisten tarttuminen pohjaharaan vaihtelee suuresti pohjan laadun ja haran ominaisuuksien mukaan (Leka 2002). Luotettavin keino pohjalehtisten inventointiin olisikin sukeltajankameran tai vesikiikarin käyttö, mutta työläyden vuoksi niiden käyttöön ei yleensä riitä resursseja. Toisaalta Kilpiäistenpohjan runsas uposlehtinen kasvillisuus olisi monin paikoin haitannut näidenkin käyttöä.

Taulukko 6. Kasvilajit, joiden runsausindeksillä mitattu muutos on ollut tilastollisesti merkitsevää vuosien 1993 ja 2001 välillä Kilpiäistenpohjan tutkimuslinjoilla. Numerot ilmaisevat kolmen tutkimuslinjan ruutukohtaista runsausindeksin keskiarvoa. P-arvo on laskettu kaksisuuntaisella t-testillä.

		1993	2001	p
Vesirutto	*Elodea canadensis*	2,38	1,67	< 0,05
Tylppälehtivita	*Potamogeton obtusifolius*	0,48	0,01	< 0,001
Poimuvita	*P. crispus*	0,45	1,86	< 0,001
Ahvenvita	*P. perfoliatus*	0,13	0,00	< 0,05
Järvisätkin	*Ranunculus peltatus*	0,00	0,68	< 0,001
Karvalehti	*Ceratophyllum demersum*	2,07	2,77	< 0,05
Ristilimaska	*Lemna trisulca*	2,02	1,38	< 0,05
Sorsansammal-laji	*Ricciocarpos natans*	0,13	0,00	< 0,01



Kuva 6. Kilpiäistenpohjan vesikasvillisuuden tutkimuslinjojen eri elomuotoryhmien vertailu vuosien 1993 ja 2001 välillä. Pylväät ilmaisevat ruutukohtaista, samaan elomuotoryhmään kuuluvien lajien yhteenlaskettua runsausindeksiä. Janat ilmaisevat keskivirhettä. Uposlehtisten ero on tilastollisesti merkitsevä (kaksisuuntainen t-testi, $p < 0,05$). Pohjalehtisiä ei ole sisällytetty kuvaan.

4.2. Linnut

Kilpiäistenpohjassa pesii kaksi EU:n lintudirektiivin I-liitteessä mainittua lajia; kaulushaikara (*Botaurus stellaris*) ja kalatiira (*Sterna hirundo*). Molempia lajeja pesi yksi pari, lisäksi toinen kalatiirapari ruokaili lahdella säännöllisesti. Pesivien parien lisäksi alueella oleskeli ja ruokaili seuraavat EU:n lintudirektiivin mainitsemat lajit: laulujoutsen (*Cygnus cygnus*), ruskosuohaukka (*Circus aeruginosus*) ja kalasääski (*Pandion haliaetus*).

EU:n lintudirektiivin 4. artiklan mukaan I-liitteessä mainittujen lajien elinympäristöä on suojeltava erityistoimin, jotta varmistetaan lajien eloonjääminen ja lisääntyminen niiden levinneisyysalueella (79/409/ETY).

Kilpiäistenpohjan pesimälinnustoon kuuluu kaksi uhanalaista lintulajia. Naurulokin (*Larus ridibundus*) pesimäkanta Suomessa on pienentynyt niin paljon, että se luetaan nykyään vaarantuneisiin lajeihin (Rassi ym. 2001). Taantuman syiksi esitetään mm. minkin (*Mustela vison*) ja harmaalokin (*Larus argentatus*) lisääntynyttä saalistuspainetta ja ravinnonsaannin vaikeutumista kaatopaikkojen tehostuneen hoidon vuoksi (Väisänen ym. 1998: 222). Naurulokkien kolonia sijaitsee luonnonsuojelualueen ulkopuolella, Kilpiäistenpohjan itärannalla rannan läheisyydessä olevalla saarekkeella. Parimääräarvio, 175 paria, on karkea, sillä osa emoista oli muualla ruokailemassa ja toisaalta korkea kasvillisuus esti laskemasta kaikkia pesässä hautovia lintuja. Runsaimmillaan kolonian ympärillä näkyi noin 250 yksilöä emojen noustua lentoon. Linnustonseurantaohjeiden mukaan naurulokkien pariarvio tehdään kertomalla havaittu yksilömäärä luvulla 0,7 (Koskimies 1994).

Naurulokkikolonialla on tärkeä merkitys myös muille vesilintulajeille Kilpiäistenpohjassa, sillä naurulokit käyttäytyvät aggressiivisesti alueelle tulevia petoja kohtaan ja varoittavat samalla lähellä pesiviä lajeja (Stienen & Brenninkmeijer 1999). Kilpiäistenpohjan naurulokkikoloniassa tai välittömässä läheisyydessä pesi kalatiira, useita silkkiuikkupareja ja nokikana.

Toinen Kilpiäistenpohjan alueella pesivä uhanalainen laji on vaarantuneeksi luokiteltu pikkutikka (*Dendrocopos minor*) (Rassi ym. 2001). Kilpiäistenpohjaa ympäröivissä rantametsissä pesii 2-3 pikkutikkaparia. Tikat kävivät välillä ruokailemassa Kilpiäistenpohjan rantaluhdalla olevissa pystyyn kuolleissa lehtipuissa.

Pesivien uhanalaisten lajien lisäksi Kilpiäistenpohjassa oleskeli koko kesän ajan selkälokkipari (*Larus fuscus*), niin ikään vaarantuneeksi luokiteltu laji.

Kilpiäistenpohjan pesimälajistoon kuuluva kaulushaikara (*Botaurus stellaris*) luokitellaan silmälläpidettäväksi Suomessa pesivien parien pienen määrän vuoksi (Rassi ym. 2001). Laji vaatii suhteellisen vankkoja järviruokokasvustoja pesimiseensä. Iso-Britanniassa laji suosii sukkession keskivaiheessa olevia ruovikoita, jotka kasvavat vedessä. Lajin kannalta on oleellista, että keväällä ja alkukesällä edelliskesän ruovikko on vielä pystyssä muodostamassa suojaa sekä aikuisille linnuille että pesälle (Tyler ym. 1998).

Kilpiäistenpohjassa kävi ruokailemassa silmälläpidettäviksi luokiteltavat ruskosuohaukka ja kalasääski (Rassi ym. 2001). Ruskosuohaukka pesii kaulushaikaran tavoin vankoissa ruovikoissa, mutta ilmeisesti Kilpiäistenpohjassa ihmisten aiheuttama häiriö estää lajia pesimästä.

Alueen runsain vesilintu on silkkiuikku (*Podiceps cristatus*). Lajin tiheys Kilpiäistenpohjassa, n. 90 paria km^{-2}, on erittäin korkea, sillä Keski- ja Länsi-Euroopan parhailla isoilla silkkiuikkujärvillä pesii yleisesti 15-30 paria km^{-2}. Keskitiheys Etelä-Suomen rehevöityneillä järvillä on runsaat 10 paria km^{-2}. (Väisänen ym. 1998: 50).

Pesimäalueen lisäksi Kilpiäistenpohja on merkittävä lintujen levähdysalue. Luonnonsuojelualueella olevan moottoriveneilykiellon vuoksi alue on muuta Vesijärveä rauhallisempi ruokailualue ja erityisesti pesimäajan jälkeen se kerää

peruspukuun sulkivia vesilintuja. Alueen metsästyskiellon vuoksi Kilpiäistenpohja on loppukesälläkin rauhallinen vesilintujen ruokailualue.

4.3. Hyönteiset

4.3.1. Sudenkorennot

Täplälampikorento (*Leucorrhinia pectoralis*) on luonnonsuojelulain nojalla rauhoitettu ja kuuluu EU:n luontodirektiivin (92/43/ETY) liitteiden II ja IV(a) mainitsemiin lajeihin. Luontodirektiivin liitteessä IV(a) tarkoitettuihin eläinlajeihin kuuluvien yksilöiden selvästi luonnossa havaittavien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kielletty (luonnonsuojelulaki 49 §).

Laji on harvinainen ja 1900-luvun alussa esiintymiä tunnettiin ainoastaan Suomenlahden reheviltä merenlahdilta. Viime vuosikymmeninä lajia on tavattu myös sisämaassa eteläranniko tuntumasta sekä muutamista kohteista Kymijoen vesistön alueelta. (Karjalainen 2002). Päijät-Hämeessä lajin esiintymiä on tunnettu Vesijärven eteläosan rehevistä lahdista. Hollolan kunnassa Enonselän, Vähäselän ja Laitialanselän alueella on ainakin kuusi täplälampikorennon esiintymää (Lammi 2001). Lajia on löydetty sisämaassa Päijänteen länsipuolelta vain kahdesta paikasta, Hämeenlinnasta vuonna 1999 ja Hattulasta vuonna 1996 (Anonym 2001).

Sisämaassa lajin sanotaan suosivan erityisesti rehevöityneitä vesiä joissa on tiheä järvikortekasvusto (Karjalainen 2002). Kilpiäistenpohjassa laji tuntui kuitenkin suosivan järviruokokasvustojen ympäröimiä suojaisia poukamia. Ruotsissa laji suosii erityisesti rehevien soiden pinnanmyötäisesti umpeenkasvavia allikoita (Sandhall 2000), joten lajin kannalta oleellisinta saattaa olla veden runsas ravinnepitoisuus yhdistettynä suojaiseen sijaintiin ja runsaaseen vesikasvillisuuteen. Etelä-Ruotsissa täplälampikorennon on havaittu

olevan vahva indikaattori putkilokasvien lajirunsaudelle (Sahlén & Ekestubbe 2001).

Kilpiäistenpohjassa täplälampikorento oli runsain koillisosassa olevan pengerryksen viereisessä ojassa sekä sen lähistöllä olevissa allikoissa. Ojan partaalta löytyi myös kuoriutumassa olevia yksilöitä ja havaitsin erään naaraan munivan siihen.

Lummelampikorento (*Leucorrhinia caudalis*) on luonnonsuojelulain nojalla rauhoitettu laji ja se on mainittu EU:n luontodirektiivin IV(a) liitteessä. Lajin levinneisyysalue yltää Kokkolan - Joensuun –tasolle, yleisimmillään laji on Päijät-Hämeessä. Lummelampikorento suosii järviä ja lampia, joissa kasvaa runsaasti ulpukkaa ja lummetta. (Karjalainen 2002). Tapasin Kilpiäistenpohjassa vain yhden lummelampikorentokoiraan, joten lajilla ei todennäköisesti ole pysyvää populaatiota alueella, vaan kyseessä on ollut muualta harhautunut yksilö.

Neidonkorento (*Calopteryx virgo*) vaatii elinympäristökseen virtaavaa vettä (Karjalainen 2002, Sandhall 2002), joten Kilpiäistenpohjassa tavatut yksilöt ovat muualta tulleita harhailijoita.

4.3.2. Perhoset

Varsinaisesti Kilpiäistenpohjan luonnonsuojelualueella suurperhoslajien lajimäärä on pieni, sillä ajoittain tulvan alle jääviin biotooppeihin sopeutuneita lajeja ei ole montaa. Näistä suuri osa on yökkösiä, joiden toukkien ravintokasveina ovat erilaiset ilmaversoiset vesikasvit. Kilpiäistenpohjan luonnonsuojelualueen reunamilla olevilla täyttömailla kasvillisuustyypit vaihtelevat kuivista kedoista reheviin niittyihin ja niillä kasvavat virnat (*Vicia*), apilat (*Trifolium*) ja kaunokit (*Centaurea*) houkuttelevat runsaasti päiväperhosia ympäröiviltä alueilta.

Merkittävimmät Kilpiäistenpohjasta elokuussa 2001 löytyneet lajit olivat pistelampiyökkönen (*Archanara sparganii*) ja ruskolampiyökkönen (*Archanara algae*). Pistelampiyökkösen toukan ravintokasveja ovat mm. osmankäämit (*Typha*) ja haarapalpakko (*Sparganium erectum*) (Skou 1991). Laji on runsain Kaakkois-Suomen rannikkoalueella ja sisämaassa se on tavattu pohjoisimmillaan Tampereen seudulla (Hulden ym. 2000). Lajin esiintyminen sisämaassa on paikoittaista, mutta Lahden seudulla sitä on tavattu 1970-luvun puolivälistä alkaen lähes vuosittain (Hulden ym. 2000).

Ruskolampiyökkönen elää edellisen lajin tavoin Kilpiäistenpohjan tyyppisillä, reheväkasvuisilla ja umpeenkasvaneilla rannoilla, joissa on suuret osmankäämikasvustot. Lajin toukan ravintokasveja ovat mm. osmankäämit ja järvikaisla (*Scirpus lacustris*) (Skou 1991). Ruskolampiyökkönen on pistelampiyökköstä vähälukuisempi, mutta laajemmalle levinnyt Suomessa. Lahden seudulla laji on tavattu lähes vuosittain (Hulden ym. 2000).

4.4. Kilpiäistenpohjan kunnostus

4.4.1. Kunnostuksen lähtökohdat

Vesistöjen kunnostuksessa on yleensä kahden tasoisia tavoitteita: ekologisten toimintojen turvaaminen ja/tai palauttaminen ja yksittäisten lajien kantojen turvaaminen ja/tai palauttaminen. Ekologisia toimintoja ovat esimerkiksi kasvien perustuotanto ja ravinteiden sitominen kasvibiomassaan. Tietyillä ns. avainlajeilla voi olla tärkeä merkitys eliöyhteisön ekologislle toiminnoille. Tätä kautta yksittäisten lajien suojelu voi auttaa ylläpitämään suurelle lajijoukolle tärkeitä elinolosuhteita. Luonnon monimuotoisuuden on todettu ylläpitävän ekosysteemin ja eliöyhteisön toiminnallisuutta koska lajit voivat korvata toisensa joissakin toiminnoissa (Palmer ym. 1997). Vaikka lajiston monimuotoisuus lisääkin yhteisön vakautta, yksittäinen laji voi olla alttiimpi

häviämiselle kuin lajistoltaan yksipuolisemmassa yhteisössä. Täten jos vesistön kunnostuksen tavoitteena on yksittäisen uhanalaisen lajin suojeleminen, toimenpiteet kannattaa keskittää kyseiseen lajiin sen sijaan, että yritettäisiin yleisesti lisätä luonnon monimuotoisuutta.

Kilpiäistenpohjan työryhmän kokouksissa asukkaiden esille tuomat toiveet alueen kunnostamisesta ovat koskeneet kalojen kutumahdollisuuksien parantamista, vesilintujen pesinnän turvaamista ja umpeenkasvun pysäyttäminen niin vesi kuin ranta-alueilla. Lisäksi yleisenä toiveena on ollut veden laadun paraneminen.

Kilpiäistenpohjan alueella tavataan EU:n luonto- ja lintudirektiiveissä mainittuja lintu- ja hyönteislajeja sekä lintudirektiiviin kuulumattomia uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lintulajeja. Alueelle suunniteltavat toimenpiteet eivät saa olla ristiriidassa ko. lajien elinympäristövaatimusten kanssa. Erityisesti on huomioitava EU:n luontodirektiivin IV(a) liitteessä mainitut lajit, täplälampikorento (*Leucorrhinia pectoralis*) ja lummelampikorento (*L. caudalis*), sillä niiden "selvästi luonnossa havaittavien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kielletty" (Luonnonsuojelulaki 49 §).

4.4.2. Vesialueen umpeenkasvun pysäyttäminen

Vedenpinnan nostolla voidaan rajoittaa vesistön umpeenkasvua ja sitä onkin käytetty perushoitomuotona useilla erityisesti linnustollisesti arvokkailla kohteilla niin Suomessa kuin ulkomaillakin. Suomessa vedenpinnan nostoa on käytetty kunnostusmuotona mm. Forssan Koijärvellä (Koijärven seurantatoimikunta 1988) ja Euran Koskeljärvellä (Lampolahti 1994). Ruotsissa vedenpinnan noston vaikutuksista linnustoon on saatu positiivisia kokemuksia mm. Hornborgasjön ja Getterön linnustonsuojelualueelta (Asanti ym. 1998).

Vedenpinnan nosto on kuitenkin yleensä kallis toteuttaa ja koko järveen kohdistuvana toimenpiteenä se on poissuljettu vaihtoehto Kilpiäistenpohjassa.

Vain tiettyyn vesistön osaan tehtävissä kunnostushankkeissa kyseeseen tulevat erilaiset kasvillisuuden fysikaaliset tai käsittelyt, ruoppaaminen sekä erilaisten uomien ja allikoiden kaivamiset. Myös kemiallisia menetelmiä on kokeiltu vesikasvillisuuden poistamiseen. Esimerkkeinä kemiallisista menetelmistä ovat kasvintorjunta-aineiden käyttö tai kalkitseminen. Kasvintorjunta-aineiden käyttöä ei voi kuitenkaan suositella vesistöjen kunnostukseen enää nykyään, vaikka sitä onkin käytetty useissa kohteissa maailmanlaajuisesti 1960-80 – luvuilla (Knighton 1985, Mikkola-Roos 1995, Maitland & Morgan 1997). Kalkituksella pyritään nostamaan veden pH-arvoa, mikä vähentää kasviplanktonin kasvun kannalta tärkeän epäorgaanisen fosforin liukoisuutta (Diaz ym. 1994). Veden pH-arvoa nostamalla voidaan myös vähentää happamissa vesissä kasvavien putkilokasvien ja vesisammalten kantoja (Brandrud 2002). Vesijärvellä kalkitukseen ei ole tarvetta, sillä veden pH-arvo on luonnostaan varsin korkea.

Mikäli vesistöä uhkaa nopea umpeenkasvu ja kasvillisuuden yksipuolistuminen, voidaan etenkin ilmaversoisten vesikasvien paikoittaisella poistamisella lisätä luonnon monimuotoisuutta. Elinympäristön rakenteellinen monimuotoisuus korreloi yleensä myös lajien monimuotoisuuden kanssa, vaikkakaan tätä yleisesti hyväksyttyä teoriaa ei ole laajalti testattu kunnostushankkeiden yhteydessä (Moss ym. 1996, Palmer ym. 1997). On kuitenkin huomattava, että kasvillisuuden poistolla on yleensä vain väliaikainen vaikutus elinympäristön monimuotoisuuden lisääjänä ellei vesistöä kunnosteta myös muilla menetelmillä.

Suurin osa Suomessa tehdyistä vesikasvien poistoista on perustunut mekaanisiin menetelmiin kuten niittämiseen (Mikkola-Roos 1995). Useimmiten niittäminen on kohdistunut järviruokokasvustoihin, koska järviruoko on monilla järvillä kaikkein hallitsevin ilmaversoinen kasvi. Esimerkiksi Liminganlahden alueella

ruokokasvustoja on niitetty satojen hehtaareiden alueelta 1990-luvun jälkipuoliskolla (Pessa & Anttila 2000).

Järviruokojen varret nousevat veden pintaan edellisenä kesänä juuristoon varastoidun tärkkelyksen voimalla, koska se ei pysty yhteyttämään veden pinnan alla. Täten kasvuston taantuminen on voimakkainta, mikäli niitto suoritetaan keväällä tai alkukesällä. Varsien katkaisu veden pinnan alapuolelta aiheuttaa lisäksi verson mätänemisen veden tunkeutuessa varteen. Kohtuullisen pysyvän tuloksen saavuttamiseksi niitto on toistettava vähintään kolmena vuotena peräkkäin (Mikkola-Roos 1995, Maitland & Morgan 1997). Vaikka niittäminen olisikin tehokkainta alkukesällä, lintujen pesimätuloksen vuoksi toimenpiteet tulisi kuitenkin tehdä vasta loppukesällä. Ruokokasvustojen niittäminen talvella vaikuttaa seuraavan vuoden kasvuun tehostavasti, sillä valoa pääsee pohjalle enemmän ja kasvustosta tulee tiheämpi (Maitland & Morgan 1997, Asanti ym. 1998). Suolla kasvavan järviruovikon on havaittu saavan talviniittämisestä kilpailuetua muihin ruohoihin nähden ja muu kilpaileva kasvillisuus on jopa kokonaan hävinnyt viitenä peräkkäisenä vuotena suoritetun talviniiton seurauksena belgialaisessa kokeessa (Maitland & Morgan 1997).

Kasvillisuuden kulotusta on käytetty erityisesti Pohjois-Amerikassa hyödyksi ruovikoiden ja muiden vastaavan tyyppisten tiheiden kasvustojen hävittämisessä (Knighton 1985, Maitland & Morgan 1997). Ruotsissa Hornborgasjön kunnostushankkeen yhteydessä kulotuksesta saatiin positiivisia kokemuksia: kustannukset olivat alhaiset ja jälkikäsittely helppoa (Asanti ym. 1998). Kulotus on luonnollisesti tehtävä vasta loppukesällä, jolloin eläimien lisääntymiskausi on ohitse eivätkä nuoret eläimet ole enää riippuvaisia kasvipeitteen tarjoamasta suojasta.

Koska vesikasvillisuus toimii puskurina ei-toivottavia muutoksia vastaan, sen poistotoimenpiteisiin ryhtymistä tulee harkita tarkasti. Suomessa haitallisen runsas uposkasvillisuus on yleensä seurausta vesistön liiallisesta rehevöitymisestä, joten sen poistamisesta ei ole suurta hyötyä ennen kuin

vesistön ravinnekuormitus on saatu kuriin (Mikkola-Roos 1995). Uposkasvien poistaminen on yleensä myös hankalaa, sillä ne lisääntyvät verson pätkistä ja lopullinen hävittäminen edellyttää huolellista kasvibiomassan poistamista (Nybom 1988, Mikkola-Roos 1995).

Kilpiäistenpohjan koillisrannalle on 1960-luvun alkupuolella rakennettu pengerrys, jonka on arveltu kiihdyttäneen lahden perukan umpeenkasvua heikentyneen veden kierron vuoksi. Veden kiertoa parantavien uomien kaivaminen Kilpiäistenpohjan perukkaan oletettavasti hidastaa pinnanmyötäistä umpeenkasvua. Penkereeseen puhkaistiin vuonna 2001 veden virtauksen parantamiseksi aukko. Talvella 2002-2003 penkereen itäpuolisen ruovikon ympärille kaivettiin 15 metriä leveä uoma parantamaan veden kiertoa. Myös luonnonsuojelualueen puolelle voisi puhkaista uoman ruovikon lävitse ja yhdistää tämä olemassa oleviin väyliin. Kaivettuja uomia ei kuitenkaan tule yhdistää aluetta ympäröiviin maantien varren ojiin, vaan väliin tulee jättää suojavyöhyke joka vähentää ravinteiden huuhtoutumista vesistöön. Rantaluhdalle kaivettavilla uomilla on joko neutraali tai positiivinen vaikutus alueella elävien uhanalaisten ja EU:n luonto- ja lintudirektiivilajien kantoihin, sillä ne lisäävät linnuille suojaisten ruokailualueiden määrää ja rauhoitettujen sudenkorentolajien elinympäristöä.

4.4.3. Linnustonsuojelu

Lintuvesien umpeenkasvukehityksessä on erotettavissa linnuston kannalta optimaalisin vaihe, joka vaihtelee laji- ja ryhmäkohtaisesti eri lajien ympäristövaatimusten mukaan. Vesilintujen ja kahlaajien kannalta monien Etelä-Suomen lintuvesien umpeenkasvu näyttää jo ohittaneen optimaalisimman vaiheen. Avovesiaukkojen umpeutuminen sekä rantaniittyjen kuivumisesta johtuva pensoittuminen ovat olleet tärkeimpiä lintukantoja vähentymiseen johtaneita tekijöitä (Mikkola-Roos 1995). Samaa rantaniittyjen pensoittumista ja

avovesiallikoiden häviämistä on ollut havaittavissa myös Kilpiäistenpohjan kehityksessä.

Linnuston suojelun kannalta uposkasvillisuuden poistaminen ei yleensä ole tarpeellista. Kalojen lisäksi uposkasvillisuus hyödyttää selkärangattomia lajeja saalistavia vesilintuja tarjoamalla sopivaa elinympäristöä saalislajeille. Uposkasvillisuudella on tärkeä merkitys myös herbivoristen vesilintujen ravinnonlähteenä. (Nichols & Shaw 1986, Maitland & Morgan 1997).

Allikoiden kaivamisella on pelkkää kasvillisuuden poistoa pitempikestoinen vaikutus linnustolle. Allikot tarjoavat linnuille pedoilta suojaisan sulkimis- ja ruokailualueen. Allikoiden tärkein merkitys on siinä, että ne lisäävät kosteikon rikkonaisuutta ja reunavaikutusta, mikä monipuolistaa sekä vesi- että muutakin kosteikkolinnustoa (Mikkola-Roos 1995). Lisäksi keinotekoisissa allikoissa vesihyönteisten tuotanto on ainakin aluksi suurta, mikä parantaa joidenkin lintulajien ravinnonsaantia (Murkin ym. 1982).

Pitkänomaiset tai epäsäännöllisen muotoiset allikot ovat parempia kuin pyöreät, sillä niissä reunan osuus on suurempi ja ne tarjoavat linnuille enemmän suojaa pedoilta. Allikoiden hajautettu sijoittelu umpeenkasvaneeseen kasvillisuuteen maksimoi vesilintujen kannalta edullisen mosaiikkimaisuuden ja on parempi vaihtoehto kuin yhtenäisen vesialueen perustaminen. Allikoiden syvyyden tulisi olla vähintään metri, jotta vesikasvit saadaan poistettua juuristoa myöten allikoiden umpeenkasvun hidastamiseksi. Lisäksi niiden reunat tulisi jättää loiviksi, jotta veden laskiessa syntyisi rantakanojen ja kahlaajien suosimia mutarantoja. (Koskimies 1987).

Allikoiden ja uomien avaamista on suositeltu hoitomuodoksi Suomessa mm. Porvoon Ruskiksen ruovikkoalueelle (Lammi & Nironen 1996), Helsingin Vanhankaupunginlahdelle (Mikkola-Roos & Oesch 1998) ja Kokemäen - Huittisten Puurijärvelle (Perttula 1998). Lintujen pesimärauhan parantamiseksi uomien leveys kannattaa jättää sen verta pieneksi, että niissä ei pysty helposti

liikkumaan veneillä. Kilpiäistenpohjan yhteydessä täytyy huomioida alueen varsin pieni pinta-ala, joten mihinkään suurimuotoiseen allikoiden kaivamiseen ei ole mahdollisuutta. Useat vesilinnut käyttävät kuitenkin jo muutamankin neliömetrin allikoita ruokailuun. Allikoiden kaivamisella on joko neutraali tai positiivinen vaikutus alueella elävien uhanalaisten ja EU:n luonto- ja lintudirektiivilajien kantoihin, sillä ne lisäävät linnuille suojaisten ruokailualueiden määrää ja rauhoitettujen sudenkorentolajien elinympäristöä.

Erilaisten uomien ja allikoiden kaivamisen yhteydessä syntyvästä maa-aineksesta voidaan rakentaa pesimäsaarekkeita linnuille. Lintujen pesimistuloksen on havaittu olevan parempi saarekkeissa kuin mantereeseen yhteydessä olevilla alueilla (Mikkola-Roos 1995). Saarien etu johtuu siitä, että ne tarjoavat linnuille suojaa nisäkäspetoja vastaan (Glimskär & Svensson 1993, Mikkola-Roos 1995). Kirjallisuudessa esitetyt arviot saarekkeen pedoilta suojaavasta minimietäisyydestä rantaan vaihtelevat viidestä (Glimskär & Svensson 1993) 200 metriin (Mikkola-Roos 1995). Arviot vesilintujen reagointietäisyydestä ihmisen aiheuttamiin tavanomaisiin häiriöihin vaihtelevat 50-200 metrin välillä (Floater 2002), joten pesimäsaarekkeen etäisyys laitureihin yms. ihmisten vilkkaasti käyttämiin kohteisiin tulisi olla vähintään 50 metriä, mielellään enemmän. Kilpiäistenpohjan luonnonsuojelualueella kannattaisi harkita keinotekoisen pesimäsaarekkeen tekemistä linnuille, sillä naurulokkikolonian säilyminen alueella on tärkeä myös muille vesilinnuille. Nykyinen naurulokkikolonia on asutuksen vieressä ja siihen on kohdistunut hävityspaineita ranta-asukkaiden suunnalta.

Matalakasvuiset rantaniityt ovat erityisesti useiden kahlaajalajien vaatimaa elinympäristöä. Esimerkiksi sorsalinnut käyttävät ravinnokseen rantaniityn kasveja (Mikkola-Roos 1995).

Puuston ja pensaikon raivaus on tärkeää kunnostettaessa rantaniittyä vesilintujen ja kahlaajien elinympäristöksi, sillä ne tarjoavat tähystyssuojaa lintujen munia ja poikasia saalistaville varislinnuille. Kun suurimmat puunvesat ja pensaat on

raivattu pois, niittyä voidaan kunnostaa ja pitää avoimena laiduntavan karjan avulla. Laidunnusta täydentävänä tai sen korvaavana menetelmänä niittyä voidaan niittää esimerkiksi traktorin vetämällä niittokoneella tai kosteammassa biotoopissa käsin viikatteella. Rantaniittyjen laidunnuksen aloittaminen tai niittäminen kuuluu perushoitomuotona lähes kaikille lintuvesille, joiden rannat ovat aiemmin olleet laitumina (ks. esim. Mikkola-Roos 1995, Pessa & Anttila 2000).

Kilpiäistenpohjan ranta-alueen niittäminen ja pensaiden raivaus on suositeltavaa tietyiltä alueilta, sillä alueella on ainakin vielä 1950-luvun alussa ollut laidunnusta ja maisema on ollut avoimempaa (Manni 1953). Koska rantaniitty on enimmäkseen pinnanmyötäisen umpeenkasvun seurauksena syntyneen rahkasammalalustan päälle muodostunut, se ei luultavasti hoidettunakaan tule olemaan merkittävä elinympäristö kahlaajille. Pensaiden vähentäminen kuitenkin vähentää samalla varislintujen suosimia tähystyspaikkoja, mikä parantaisi alueen vesilintujen poikastuottoa.

Kilpiäistenpohjassa kannattaa jatkaa myös pienpetojen, erityisesti minkin (*Mustela vison*) ja supikoiran (*Nyctereutes procyonoides*) loukkupyyntiä, sillä niiden saalistuspaine saattaa merkittävästi heikentää lintujen pesimätulosta.

4.4.4. Kalojen kutumahdollisuuksien parantaminen

Kalat hyötyvät runsaasta vesikasvillisuudesta useassa eri kasvuvaiheessa. Kutupaikkojen lisäksi kasvillisuus tarjoaa nuorille yksilöille suojaa predaatiolta. Petokaloille, esimerkiksi hauelle (*Esox lucius*), kasvillisuus tarjoaa suojaa saaliin vaanimiseen. Vesikasvillisuudella on erilainen vaikutus eri kalalajeille. Särjen (*Rutilus rutilus*) ja lahnan (*Abramis brama*) eläinplanktonin laidunnusehokkuus laskee vesikasvillisuuden seassa, ahvenen (*Perca fluviatilis*) saalistustehokkuuteen vesikasvillisuudella ei ole vaikutusta. Hauki hyötyy vesikasvillisuudesta koska se on ahventa ja kuhaa (*Stizostedion lucioperca*)

tehokkaampi saalistaja kasvillisuuden seassa, avovedessä suhde on toisin päin. (Persson & Crowder 1998).

Kilpiäistenpohjan perukan pinnanmyötäisen umpeenkasvun seurauksena kalojen pääsy kevättulvan alaisille rantaniityille on vaikeutunut. Vesirajassa ruovikon reunaan on muodostunut monin paikoin korkea maatuvasta kasviaineksesta muodostunut reunus, josta kalat eivät pääse ylitse. Etenkin hauen (*Esox lucius*) on kerrottu aiemmin nousseen kutemaan tulvaniityille.

Jo toteutettujen uomien kaivamisen lisäksi rantaluhdalle voidaan tehdä muuallekin maannosvallin ja tiiviin järviruokokasvuston läpäiseviä uomia, jotka parantavat veden kiertoa ja samalla mahdollistavat kalojen pääsyn tulvan alaiselle rantaniitylle. Uomien kaivamisessa tulee ottaa huomioon alueella elävät rauhoitetut sudenkorentolajit, jotta näiden lajien lisääntymisen kannalta tärkeät alueet eivät tuhoudu.

Kalakannat ovat luonnollisesti riippuvaisia Vesijärven yleisestä tilasta, johon pelkästään Kilpiäistenpohjassa tehtävillä ratkaisuilla on vain vähäiset vaikutukset. Lisäksi on huomattava, että säännösteltynä järvenä Vesijärvellä ei esiinny yhtä suuria kevättulvia kuin säännöstelemättömällä järvellä esiintyisi, joten kutumenestys riippuu myös suuresti Kilpiäistenpohjan ulkopuolisista tekijöistä.

5. Kiitokset

Haluan kiittää Lahden kaupunkia Pro gradu –työni pohjana olleen Kilpiäistenpohjan luontoselvityksen rahoittamisesta. Erityiset kiitokset Lahden kaupungin valvonta- ja ympäristökeskuksen Juha Kedolle ja Asko Riihelälle käytännön avusta ja rakentavista keskusteluista. Jussi Toivonen toimi kesällä 2001 lihasmoottorina soutuveneessäni vesikasvien inventoinnin apuna, kiitos siitä.

Professori Timo Kairesalo oli pro gradu –työni ohjaaja, kiitokset työhön liittyvistä neuvoista ja parannusehdotuksista sekä ennen kaikkea pitkäjänteisyydestä!

Kiitokset myös kaikille kavereilleni, jotka ovat henkisesti tukeneet minua näinä vaikeina aikoina!

6. Kirjallisuus

Anonym 2001: Lyhyitä tiedonantoja. Sahlbergia 6:37-41.

Appenroth, K.-J. 2002: Co-action of temperature and phosphate in inducing turion formation in *Spirodela polyrhiza* (Great duckweed). — Plant, Cell and Environment 25: 1079—1085.

Asanti, T., Hongell, H., Mikkola-Roos, M., Osara, M. & Pessa, J. 1998: Kosteikkojen kunnostus Ruotsissa. Tutustumismatka 14.9.-19.9.1998. — Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 37 s.

Best, E. P. H., Buzzelli, C. P., Bartell, S. M., Wetzel, R. L., Boyd, W. A., Doyle R. D. & Campbell, K. R. 2001: Modeling submersed macrophyte growth in relation to underwater light climate: Modeling approaches and application potential. — Hydrobiologia 444: 43—70.

Boar, R. R., Crook, C. E. & Moss, B. 1989: Regression of *Phragmites australis* reedswamps and recent changes of water chemistry in the Norfolk Broadland, England. — Aquat. Bot. 35: 41—55.

Brandrud, T. E. 2002: Effects of liming on aquatic macrophytes, with emphasis on Scandinavia. — Aquat. Bot. 73(4): 395—404.

Brouwer, E., Bobbink, R. & Roelofs J. G. M. 2002: Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied softwater lakes: an overview. — Aquat. Bot. 73: 405—431.

Diaz, O. A., Reddy, K. R. & Moore Jr., P. A. 1994: Solubility of inorganic phosphorus in stream water as influenced by pH and calcium concentration. Wat. Res. 28: 1755—1763.

Donabaum, K., Schagerl, M. & Dokulil, M. T. 1999. Integrated management to restore macrophyte domination. — Hydrobiologia 395/396: 87—97.

Faafeng, B. A. & Mjelde, M. 1998: Clear and Turbid Water in Shallow Norwegian Lakes Related o Submerged Vegetation. — Teoksessa: Jeppesen, E., Sondergaard, M., Sondergaard, M. & Christoffersen, K. (toim.), The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes: 361—368. Springer-Verlag, New York.

Floater, G. J. 2002: A risk model for predicting the effects of lake-side development on wildfowl populations. — Journal of Environmental Management 66: 307—316.

Glimskär, A. & Svensson, R. 1993: Våtmarkernas värde för flora och fauna. Skötsel, restaurering och nyskapande. — Naturvårdsverket rapport 4175. Stockholm. 163 s.

Hartog, C. D., Kvet., J. & Sukopp, H. 1989: Reed. A common species in decline. — Aquat. Bot. 35: 1—4.

Hulden, L. (toim.), Albrecht, A., Itämies, J., Malinen, P. & Wettenhovi, J. 2000: Suomen suurperhosatlas. — Suomen Perhostutkijain Seura, Helsinki. 328 s.

Hutchinson, G. E. 1975: A Treatise on Limnology — Volume III, Limnological Botany. John Wiley & Sons, Inc., USA. 660 s.

Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. 1998: Retkeilykasvio. 4. painos. — Yliopistopaino. Helsinki. 656 s.

Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Kairesalo, T. & Perrow, M.R. 1998: Impact of Submerged Macrophytes on Fish-Zooplankton Interactions in Lakes. — Teoksessa: Jeppesen, E., Sondergaard, M., Sondergaard, M. & Christoffersen, K. (toim.), The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes: 361— 368. Springer-Verlag, New York.

Kairesalo, T., Laine, S., Luokkanen, E., Malinen, T. & Keto, J. 1999: Direct and indirect mechanisms behind succesful biomanipulation. — Hydrobiologia 395/396: 99—106.

Karjalainen, S. 2002: Suomen sudenkorennot. — Tammi, Helsinki. 222 s.

Knighton, M. D. (toim.) 1985: Water Impoundments for Wildlife: A Habitat Management Workshop. — Gen. Tech. Rep. NC-100. USDA Forest Serv., St. Paul, Minnesota. 136 s.

Koijärven seurantatoimikunta 1988: Koijärven seurantatoimikunnan mietintö. 1987:27. 175 s.

Koskimies, P. 1987: Suomen linnuston seuranta. Linnut ympäristönmuutosten ilmentäjinä. — Ympäristöministeriö, ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston julkaisu A 49: 1—255.

Koskimies, P. 1994: Linnuston seuranta ympäristöhallinnon hankkeissa: ohjeet alueelliseen seurantaan. — Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja. Sarja B/18. Helsinki. 83 s.

Kullberg, J., Albrecht, A., Kaila, L. & Varis, V. 2001: Checklist of Finnish Lepidoptera — Suomen perhosten luettelo. Sahlbergia 6: 45—190.

Käki, T. 1992: Vesijärven Enonselän vesimakrofyyttilajiston muutokset vuosina 1949-90. — Pro gradu –tutkielma, Jyväskylän yliopisto. 48 s.

Lammi, H. & Lammi, E. 1989: Selvitys Enonselän vesikasvistosta 1987-1988. – Lahden kaupungin Ympäristönsuojelulautakunta. 13 s.

Lammi, E. & Nironen, M. 1996: Porvoon Ruskiksen ruovikkoalueen kunnostus- ja hoitosuunnitelma. — Porvoon kaupungin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisuja 5/1996. 26 s.

Lammi, E. & Venetvaara, J. 1993: Lahden Vesijärven Enonselän vesikasvikartoitus kesällä 1993. — Biologitoimisto Jari Venetvaara Ky. 52 s.

Lammi, E. 2001: Hollolan Vesijärven rantayleiskaavan ympäristöselvitys — Ympäristösuunnittelu Enviro Oy. 50 s.

Lampolahti, J. 1994: Euran Koskeljärven pesimälinnusto 1993. — Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A nro 28. 42 s.

Leka, J. 2002: Järvien vesikasvillisuusseurantojen maastotyömenetelmien kehittäminen Etelä-Savossa. Väliraportti 2001. — Etelä-Savon ympäristökeskuksen moniste 13. Mikkeli. 28 s.

Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W. & Westlake, D. F. 2001: The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. — Hydrobiologia 444: 71—84.

Manni, K. 1953: Vesijärven kaakkoisrannan vesikasvistosta ja –kasvillisuudesta. — Pro gradu –tutkielma, Helsingin yliopiston kasvitieteen laitos. 146 s.

Maitland, P. S. & Morgan, N. C. 1997: Conservation management of freshwater habitats. Lakes, rivers and wetlands. — Chapman & Hall. Cambridge. 233 s.

Melzer, A. 1999: Aquatic macrophytes as tools for lake management. — Hydrobiologia 395/396: 181—190.

Mikkola, K. & Jalas, I. 1979: Suomen perhoset. Yökköset II – Otava, Helsinki. 304 s.

Mikkola-Roos, M. 1995: Lintuvesien kunnostus ja hoito. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A:45. 100 s.

Mikkola-Roos, M. & Oesch, T. 1998: Ekologinen tila, kunnostus- ja hoitosuunnitelma Viikki-Vanhankaupunginlahti. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 3/98. 59 s.

Moss, B., Madgwick, J. & Phillips, G. 1996: A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Broads Authority, Norwich 180 s.

Murkin, H. R., Kaminski, R. M. & Titman, R. D. 1982: Responses by dabbling ducks and aquatic invertebrates to an experimentally manipulated cattail marsh. – Can. J. Zool. 60: 2324–2332.

Murphy, K. J. 2002: Plant communities and plant diversity in softwater lakes of northern Europe – Aquat. Bot. 73(4): 287–324.

Mäkinen, J. 2002: Vesijärven Kilpiäistenpohjan luontoselvitys 2001. – Lahden kaupungin valvonta- ja ympäristökeskus. 32 s.

Nichols, S. A. & Shaw, B. H. 1986: Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. – Hydrobiologia 131(1):3-21.

Nybom, C. 1988: Vesikasvien poiston koetoiminta vuosina 1972–1986. – Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisu nro 16. 79 s.

Palmer, M. A., Ambrose, R. F. & Poff, N. L. 1997: Ecological theory and community restoration ecology. — Restoration ecology 5: 291—300.

Partridge, J. W. 2001: *Persicaria amphibia* (L.) Gray (*Polygonum amphibium* L.) — Journal of Ecology 89(3): 487.

Perttula, H. 1998: Puurijärven tila ja lintuveden kunnostusperiaatteet. — Lounais-Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 250. 97 s.

Persson, L. & Crowder, L. B. 1998: Fish-Habitat Interactions Mediated via Ontogenic Niche Shifts. — Teoksessa: Jeppesen, E., Sondergaard, M., Sondergaard, M. & Christoffersen, K. (toim.), The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes: 3— 23. Springer-Verlag, New York.

Pessa, J. & Anttila, I. 2000: Conservation of habitats and species on wetlands. A case of Liminganlahti LIFE Nature-project in Finland. — Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. The Finnish Environment 389. 108 s.

Pohjoismaiden ministerineuvosto 1990: Luonto ei tunne valtioiden rajoja: Washingtonin, Ramsarin, Bernin ja Bonnin sopimukset. Pohjoismaiden ministerineuvosto, Kööpenhamina. 12 s.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. — Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.

Rea, N. 1996: Water levels and *Phragmites*: Decline from lack of regeneration or dieback from shoot death. — Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 31: 85—90.

Roelofs, J. G. M. 1983: Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. — Aquat. Bot. 17: 139—155.

Sahlén, G. & Ekestubbe, K. 2001: Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. — Biodiversity and Conservation 10: 673—690.

Sandhall, Å. 2002: Trollsländor i Europa. — Interpublishing, Stockholm. 251 s.

Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Moss, B. & Jeppesen, F. 1993: Alternative equilibria in shallow lakes. — TREE 8: 275—279.

Skou, P. 1991: Nordens ugler. Danmarks dyreliv. Bind 5. — Apollo Books, Stensrup. 565 s.

Stienen, E. W. M. & Brenninkmeijer, A. 1999: Keep the chicks moving: How Sandwich terns can minimize kleptoparasitism by black-headed gulls. – Animal Behaviour 57 (5): 1135–1144.

Thiébaut, G. 1999: A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. – Hydrobiologia 410: 17–24.

Toivonen, H. 1984: Makrofyyttien käyttökelpoisuus vesien tilan seurannassa. – Luonnon Tutkija 88: 92–95.

Toivonen, H. & Huttunen, P. 1995. Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. – Aquat. Bot. 51: 197–221.

Toivonen, H. & Leivo, A. 2001: Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus. Kokeiluversio. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 14. Metsähallitus. 96 s.

Tyler, G. A., Smith, K. W. & Burges, D. J. 1998: Reedbed management and breeding bitterns *Botaurus stellaris* in the UK. – Biological Conservation 86(2): 257–266.

Venetvaara, J. & Lammi, E. 1995: Enonselän vesikasvit 1995 – Vesijärven Enonselän kasvillisuuden nykytila ja viimeaikaiset muutokset. — Biologitoimisto Jari Venetvaara Ky. 54 s.

Van Duin, E. H. S., Blom, G., Los, F. J., Maffione R., Zimmerman, R., Cerco, C. F., Dortch, M. & Best, E. P. H. 2001: Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth. — Hydrobiologia 444: 25—42.

Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. — Otava, Keuruu. 567 s.

Wetzel, R. G. 2001: Limnology. Lake and River Ecosystems. Academic Press, USA. 1006 s.

HELSINGIN YLIOPISTON YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOKSEN TUTKIMUKSIA JA RAPORTTEJA (1.-17. RAPORTTEJA JA SELVITYKSIÄ)

No. 1 1999 TURPEINEN RIINA: Mikrobiston vaikutus arseenin metylaatioon ja liikkuvuuteen maaperässä sekä mikrobiston arseeniresistenttiys. (pro gradu)

No. 2 2000 RAILO HELENA: Kaatopaikkojen ympäristövaikutukset, esimerkkinä Pasilan kaatopaikka. (pro gradu)

No. 3 2001 ONKILA HANNU: Tuhkan ja sen sisältämän kadmiumin vaikutukset metsämaan änkyrämato-populaatioihin. (pro gradu)

No. 4 2001 TÖRN ANNE: Kohotetun hiilidioksidipitoisuuden ja typpilannoituksen vaikutukset ombrotrofiseen suokasvillisuuteen. (pro gradu)
Effects of elevanted CO2 and increased N deposition on ombrotrofic bog vegetation

No. 5 2001 HOVI SANNA: Valuma-alueen metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset pieniin järviin - paleo-limnologinen selvitys. (pro gradu)

No. 6 2001 ANTTILA SAKU: Päällyslevästön biomassan kertyminen eri ravinnetasoilla sekä vaikutukset veden ravinnepitoisuuksiin. (pro gradu)

No. 7 2002 KOSKINEN SARI: Hiilidioksidialtistuksen vaikutukset järvikortteen (Equisetum fluviatile) ja järvikaislan (Schoeneplectus lacustris) aerobiseen ja anaerobiseen hajoamiseen. (pro gradu)

No. 8 2002 KORKAMA TIINA: Maaperän hajottajaeliöyhteisön vuorovaikutussuhteet ja hajotustoiminta lyijyllä saastuneessa maassa. (pro gradu)

No. 9 2002 LEHTIMÄKI ELENA: Auringonkukan vaikutus atratsiinin ja simantsiinin hajoamiseen kaupunkimaaperässä. (pro gradu)

No. 10 2003 KAJALA SAIJA: Rihmamaisten syanobakteerien ja niiden toksiinien ravintoketjuvaikutukset. (pro gradu)

No. 11 2003 TAHVANAINEN JUULIA: Elisa-konsernin ympäristökuormitustekijöiden nykytilan kartoitus.. (pro gradu)

No. 12 2003 SUSILUOTO SANNAMAIJA: Comparison of drought avoidance and tolerance strategies in Eucalyptus microtheca. (pro gradu)

No. 13 2003 KUUKKA HANNA: Särjen ravinnon käytön vaikutus vedenlaatuun ja kasviplanktoniin. (pro gradu)

No. 14 2003 FLYKT ENNI: Mineraaliöljy- ja bioöljypohjaisten hydrauliikkaöljyjen vaikutukset boreaalisen metsämaan hajottajaravintoverkkoon. (pro gradu)

No. 15 2003 HOLMA ANNE: Tuhkan ja typen vaikutukset kuusen (Picea abies L. Karst) ektomykorritsaan. (pro gradu)

No. 16 2003 LATTUNEN PETRA: Yritysten ympäristöjärjestelmät – erilaisten indikaattorimenetelmien vertailu. (pro gradu)

No. 17 2003 TAIPALE SAMI: Lipidimarkkerit kompostin mikrobisukkession määrityksessä. (pro gradu)

No. 18 2003 KÄKI TIINA: Boreaalisen järven rantavyöhykkeen metaaniemissiot sekä niiden suhde ympäristöoloihin ja kasvillisuuden kehitykseen. (lis.tutkimus)

No. 19 2004 JÄRVI ANNE: Populaatiotiheyden vaikutus pentakloorifenolin myrkyllisyyteen änkyrimadolla. (pro gradu)

No. 20 2004 HÖLSÄ JENNI: Kompostin sieniyhteisön kehittyminen ja karakterisointi molekyylibiologisin menetelmin (pro gradu)

No. 21 2004 MÄKINEN JUSSI: Vesijärven kilpiäistenpohjan ekologinen tila ja hoitosuunnitelma (pro gradu)

LAHDEN TIEDEKIRJASTO
Lahti Science Library