

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Zooloogia osakond

Piret Pappel

**PIIRISSAARE KAHEPAIKSETE LIIGILISE MITMEKESISUSE MUUTUSED JA
VÄÄRARENDITE ESINEMINE**

Magistritöö

Juhendaja: Urmas Saarma, PhD

Tartu 2010

Sisukord

Sisukord.....	2
1. Sissejuhatus	3
2. Teoreetiline ülevaade	4
2.1 Eesti kahepaiksete liiginimekiri	4
2.2. Piirissaare kahepaiksete fauna võtmeliikide bioloogiast.....	5
2.3. Kahepaiksete ohustatusest.....	7
2.4. Väärarendid kahepaiksetel	9
2.4.1. Kahepaiksete väärarendite põhilised tüübid (Meteyer 2000 järgi)	10
2.4.2. Väärarendite tekkimise põhjused kahepaiksetel.....	10
3. Materjal ja meetodika.....	13
3.1. Uurimisala ülevaade	13
3.2. Ajaloolised andmed Piirissaare kahepaiksete fauna kohta.....	13
3.3. Välitööd.....	14
3.4. Väärarendite eristamise kriteeriumid, väärarenditega loomade konditsiooni hindamine .	15
3.5. Andmetöötlus	16
4. Tulemused	18
4.1. Kahepaiksete liigilise mitmekesisuse ja arvukuse muutused Piirissaarel	18
4.2. Kahepaiksete väärarendite tüübid ja esinemissagedus, loomade konditsioon	22
4.3. Veekogu omadused	23
5. Arutelu.....	24
6. Kokkuvõte	29
Summary	30
Tänuavaldus	31
Kirjandus	32
LISA 1. Transektloenduste andmed	41

1. Sissejuhatus

Kahepaiksed on ökoloogiliselt äärmiselt oluline ning samas globaalselt ohustatud loomarühm, kelle asurkondade hääbumisi on 20. sajandi II poolest alates registreeritud mitmel pool maailmas (Beebee 1973, Blaustein et al 1994, Gardner 2001, Stuart et al 2004). Ka Eestis on teada kahepaiksete asurkondade kadumist, seda eelkõige spetsiifilise elupaiganõudlusega liikide puhul nagu kõre (Rannap et al 2007) ja rohekärnkonn (Novitski & Pappel 2005).

Kahepaiksete asurkondade pikaajalise dünaamika kohta on üsna vähe infot. Tavaliselt on uuritavas piirkonnas jälgitud vaid üksikute liikide arvukust ja vaid väheste uurimuste aegread on pikemad kui 10 aastat (Gibbons et al 1997, Brodman 2009).

Kahepaiksete populatsioone võib mõjutada ka väärarendite massilise esinemine, mille kohta on ka arvukalt teateid, kuid peamiselt Ameerika mandrilt (Blaustein et al 1997, Johnson et al 2001, Lannoo 2008, Meteyer 2000, Sessions & Ruth 1990, Sessions et al 1999, Toledo & Ribeiro 2009) ja vaid üksikud uurimused Euroopast (Nemes 2005, Piha et al 2006, Székely & Nemes 2003). Eesti kahepaiksete kohta sarnane informatsioon puudub.

Piirissaar on uurijatele batrahholoogilist huvi pakkunud juba pikka aega, paistes silma tavaliste kahepaiksete kõrge arvukuse ning haruldaste liikide esinemise poolest (Reinwaldt 1933, Ernits 1981, 1988, 1993). See on üks väheseid alasid Eestis, mille amfiibide fauna kohta on infot varasemast ajast kui 1990ndad aastad, see omakorda võimaldab kindlaks teha pikaajalisi muutusi liikide levikus. Kahepaiksete kõrge asustustihedus Piirissaarel võimaldab jälgida väärarendite esinemist ja levikut ning nende potentsiaalset mõju populatsioonidele. Need tingimused võimaldavad kasutada Piirissaart mudelalana kahepaiksete uurimisel.

Käesoleva töö eesmärgid:

- anda ülevaade Piirissaare kahepaiksete faunas toimunud muutustest (ajavahemikul 1930ndatest aastatest tänapäevani) ja analüüsida muutuste dünaamikat.
- kirjeldada Piirissaare kahepaiksetel esinevaid väärarendeid - nende tüüpe ja esinemissagedust ning analüüsida nende võimalikku mõju asurkondadele.

2. Teoreetiline ülevaade

2.1 Eesti kahepaiksete liiginimekiri

Eestis leidub 10 taksonit kahepaikseid (10 liiki, 1 hübriidne vorm veekonna näol).

Sabakonnalised (Urodela):

Tähnikesilik (*Triturus vulgaris* Linné, 1758)

Harivesilik (*Triturus cristatus* Laurenti, 1786)

Päriskonnalised (Anura):

Mudakonn (*Pelobates fuscus* Wagler, 1830)

Harilik kärnkonn (*Bufo bufo* Linné, 1758)

Kõre e. jutttselg-kärnkonn (*Bufo calamita* Laurenti, 1768)

Rohekärnkonn (*Bufo viridis* Laurenti, 1768)

Rohukonn (*Rana temporaria* Linné, 1758)

Rabakonn (*Rana arvalis* Nilsson, 1842)

Tiigikonn (*Rana lessonae* Camerano, 1882)

Veekonn (*Rana* kl. *esculenta*)

Järvekonn (*Rana ridibunda* Pallas, 1771)

Uuemad uurimused kahepaiksete süstemaatikast on tõstatanud küsimuse nomenklatuursetest muudatustest (Frost et al 2006) eesmärgiga näidata selgemalt kahepaiksete põlvnemist. Kuna vastavalt zooloogilise nomenaklatuuri koodeksile on korrektne liiginimi vajalik eelkõige liigi identifitseerimiseks (International Commission on Zoological Nomenclature 1999), siis on välja pakutud, et uusi variante võiks kasutada sulgudes vana nime järel nii, nagu kasutatakse alamperekondade nimesid. Samuti on igati korrektne ka seni käibivate nimede kasutamine, seda enam, et need sisalduvad andmebaasides ja juriidilistes tekstides (Smith & Chiszar 2006).

Eesti leiduvate kahepaiksete puhul puudutavad muudatused 6 taksonit. Kuna muudatused leiavad kasutust uuemas kirjanduses, on need selguse huvides ära toodud tabelis 1.

Tabel 1. Eesti faunat puudutavad muudatused kahepaiksete ladinakeelsetes nimedes

Käibiv liiginimi	Väljapakutud liiginimi Frost <i>et al</i> 2006 järgi
<i>Triturus vulgaris</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>
<i>Bufo calamita</i>	<i>Epidalea calamita</i>
<i>Bufo viridis</i>	<i>Pseudepidalea viridis</i>
<i>Rana lessonae</i>	<i>Pelophylax lessonae</i>
<i>Rana esculenta</i>	<i>Pelophylax esculentus</i>
<i>Rana ridibunda</i>	<i>Pelophylax ridibundus</i>

2.2. Piirissaare kahepaiksete fauna võtmeliikide bioloogiast

Mudakonn

Süstemaatiline kuuluvus: selts päriskonnalisel Anura, sugukond mudakonlased *Pelobatidae*

Mudakonn on suhteliselt väike (täiskasvanud looma kehapikkus 40-70 mm) öise eluviisiga kahepaikne. Välimuselt meenutab veidi kärnkonlasi, kuid erinevalt neist on sel liigil sile nahk. Mudakonnade pupill on vertikaalne, iseloomulik on tugev, luustunud tagajäseme metatarsaalkühm, mida kasutatakse kaevumiseks. Selja värvus on hallikas või pruunikas suuremate tumedate laikude ja väikeste punaste täpikestega, kõht helehall. Selja muster on isendispetsiifiline. Mudakonnade sigimiseaegne häälitsemine ja paaritumine toimub üleni vee all. Kulleste areng sõltub keskkonna temperatuurist, nagu amfiibidele iseloomulik, kuid kestab kauem kui enamikul teistel Euroopa kahepaiksetel (kuni 110 päeva). Enne moondumist saavutavad kulleled märkimisväärselt suured mõõtmed (Nöllert 1990). Pika vastseea tõttu on mudakonnad väga sageli tabandunud parasiitidega, kirjanduse andmetel on mudakonnadel leitud 13 liiki imi- ja ümarusse (Malõševa & Žerdejeva 2008, Rutšin et al 2008, Rutšin et al 2009).

Mudakonn on ohustatud paljudes Euroopa riikides, asurkondade kadumist on teada suure osa levila piires (Eggert 2002, Fog 2008, Nyström et al 2002, 2007). Tegemist on kudemisveekogude suhtes üsna nõudliku liigiga, samuti vajab ta kaevumiseks sobivat pinnast (Nöllert 1990).

Liik on levinud Lõuna- ja Kagu-Eesti liivmuldade ning liivsavimuldadega aladel, samuti leidub teda Pandivere kõrgustikul. Porkuni-ümbruse leiukohad on ühtlasi kogu liigi levila kõige põhjapoolsemaks piiriks (deVries et al 2007).

Mudakonn kuulub Euroopa Liidu Elupaigadirektiivi IV lisa liikide hulka (92/43/EEC). Eestis II kategooria kaitsealune liik (Riigi Teataja, 27.05.2004).

Rohekärnkonn

Süstemaatiline kuuluvus: selts päriskonnalised Anura, sugukond kärnkonnased *Bufo*

Rohekärnkonn on keskmise suurusega (täiskasvanud looma kehapikkus 70-100 mm, emasloomad on isastest suuremad) öise eluviisiga kahepaikne. Rohekärnkonnal on iseloomulik krobeline nahk ja suured parotiidnäärmed. Isendispetsiifiline seljamuster moodustub valkjalt taustal olevatest rohelistest laikudest ja punastest täpikestest. Kudemishäälitsus on õrn sirin (Nöllert & Nöllert 1992). Rohekärnkonn on laia levikuga polütoopne liik, kes asustab areaali lõunaosas poolkõrbeid ja steppe, levila põhjapiiril läheduses hoidub inimasustuse lähedusse. Üldiselt eelistab avatud maastikku ja madala taimestikuga kudemisveekogusid. Asurkondade hääbumist on teada põhjapoolsetest piirkondadest. (Kuzmin 1999). Areaali lõunaosas tavaline, moodustab keeruka taksonoomilise rühma, kus esineb tri- ja tetraploidsust (Borkin et al 2001).

Rohekärnkonna on traditsiooniliselt peetud peamiselt Ida-Eestis leiduvaks vähearvukaks, ent stabiilseks liigiks, kes on oma levila põhjapiiril. Andmed leviku ning arvukuse kohta on aga äärmiselt lünklikud (Kauri 1947, Suuressaar 1965, Rumberg 1989). 21. sajandi alguseks oli suur osa kunagistest rohekärnkonna asurkondadest hääbunud (Novitski & Pappel 2005). Rohekärnkonn kuulub Euroopa Liidu Elupaigadirektiivi IV lisa liikide hulka (92/43/EEC). Eestis I kategooria kaitsealune liik (Riigi Teataja, 24.05.2004).

Rohelised konnad

Süstemaatiline kuuluvus: selts päriskonnalised Anura, sugukond konnad *Rana*

Rohelised konnad (järvekonn, tiigikonn, veekonn) on keerukas taksonoomiline rühm. Veekonna puhul on tegemist järvekonna ja tiigikonna sigimisvõimelise hübriidse vormiga, kelle morfomeetrilised tunnused on väga varieeruvad, sarnanedes kord ühele, kord teisele

vanemliigile (Berger 1983). Seetõttu on nende eristamine välitingimustes tihti raskendatud (Pagano & Joly 1999). Rohelistele konnadele on iseloomulik veeline eluviis. Isastel on välised kõlapõied. Värvus varieerub – põhivärvuselt rohekad, pruunikad, võivad esineda triibud, laigud ja täpid. Tiigikonna isased muutuvad sigimisajal laimiroheliseks (Nöllert & Nöllert 1992). Rohelised konnad koevad hilisemal ajal kui teised Eestis leiduvad päriskonnalisel (mai lõpus-juunis) ja häälitsevad valjult. Roheliste konnade levila Eestis on 20. sajandi lõpus ja 21. sajandi alguses laienenud. Peamisteks levikualadeks on Lõuna- ja Kagu-Eesti. Jõgevast põhja pool nende levila aheneb ja Virumaal on vaid üksikuid leiukohti (deVries & Pappel 2007, Markus & Pappel 2009). Samas on rohelised konnad jõudnud 21. sajandi esimese kümnendi jooksul Manilaiule, samuti on neid mõnes kohas Noarootsis ja Pärnu ümbruses (Rannap, Lepik suul. andmed).

Tiigikonn kuulub Euroopa Liidu Elupaigadirektiivi IV lisa liikide hulka (92/43/EEC). Tiigikonn, veekonn ja järvekonn on Eestis III kategooria kaitsealused liigid (Riigi Teataja, 27.05.2004).

2.3. Kahepaiksete ohustatusest

Kahepaiksete liigiline mitmekesisus maailmas — praegu on teada 6695 kahepaikseliigi esinemine (amphibiaweb.org) — on võrreldav imetajate (4300 liiki) ja roomajatega (6700 liiki). Kahepaiksed on ökosüsteemis olulised nii taimetoiduliste loomadena (päriskonnaliste vastsed), peamiselt selgrootutest toituvate kiskjatena kui ka saakloomadena.

Esimesed teaduslikud kirjeldused kahepaiksete lokaalsete väljasuremiste kohta avaldati 20. sajandi lõpus (Barinaga 1990, Blaustein et al 1994, Crump et al 1992). Samal ajal lisandusid teated laiaulatuslikest kahepaiksete fauna hääbumistest ka vähese inimhõlgu aladel: Austraalias (Laurance et al 1996) ja Kostariika vihmametsades (Lips 1998).

2004. aastal ilmunud raporti (Global Amphibian Assessment, Stuart et al 2004) põhjal on ohustatud 32 % maailma kahepaikseliikidest. Kahepaiksed muudab haavatavaks spetsiifiline elupaiganõudlus, kus vajatakse nii maismaaelupaika kui sigimiselupaika (viimane on enamasti mingi veekogu). Seetõttu on oluliseks ohuteguriks elupaikade kadumine ja

fragmenteerumine, näiteks märgalade kuivendamine, mille tõttu kaovad sigimisalad (Young et al 2001).

Niiske läbilaskev nahk ja kõigusoojasus muudavad selle loomarühma vastuvõtlikuks ilmastikule ja erinevatele keemilis-füüsikalistele teguritele, näiteks keskkonna hapestumisele ja saastumisele. Pinnase ja veekogude hapestumine mõjutab munade koorumisedukust ning embrüote üldist arengukiirust. Pestitsiidide kasutamisel surevad kahepaiksete kulleled juba madalate dooside korral nälga, kuna nende toiduobjektid hävivad. Mürkide kõrgemad kontsentratsioonid avaldavad kahepaiksetele letaalselt mõju (Pierce 1985). Olulised võivad olla UV-kiirguse mõjud, näiteks on täheldatud embrüote kõrgemat suremust ning täiskasvanud loomade immunosupressiooni (Blaustein et al 1994). Üha olulisemaks on muutunud mitmesuguste viirus- ja bakterhaiguste mõju. Suurbritannias põhjustas iridoviiruste hulka kuuluv *Ranavirus* aastatel 1992-1999 rohukonna (*Rana temporaria*) kulleste massilist suremust (Daszak et al 1999). Kiiresti levib kütridiomükoos (*chytridiomycosis*), mida tekitab seen *Batrachochytrium dendrobatidis* (Chytridiomycota). Seen eritab toksiine ning häirib kahepaiksete vee- ja gaasivahetust ka mehhaaniliselt nahale kinnitustes. Kõik nakatunud loomad ei pruugi haigestuda, vaid jäävad nakkuskandjateks. Kütridiomükoos on praeguseks lisaks Austraaliale levinud Põhja- ning Lõuna-Ameerikas (Lips et al 2003, Quellet et al 2005), Aafrikas (Kielgast et al 2009, Weldon 2002) ja ka Euroopas (Bosch et al 2007, Simoncetti 2005, Stagni et al 2004,). Oluliseks haiguste levikut kiirendavaks teguriks peetakse inimõju, eriti lemmiklooma- ja laboriloomakaubandust (Kiesecker 2010).

Sarnaselt on suurenenud võõrliikide mõju olulisus (Kats & Ferrer 2003, Kiesecker & Blaustein 1997, , Stumpel 1992). Biootilised mõjutused kahepaiksete ning teiste organismide vahel võivad mängida olulist rolli kahepaiksete leviku- ja arvukusmustrites. Kahepaiksete vastsejärgud on tundlikud röövlusele, seda nii selgrootute kui ka selgroogsete kiskjate suhtes. Röövkalade, sealhulgas ka invasiivsete võõrliikide asustamine sigimisveekogudesse võib viia kahepaiksete kiire väljasuremiseni (Gamradt & Kats 1996, Hartel et al 2007, Reshetnikov 2003.)

Erinevates piirkondades võivad kõik need tegurid olla erineva kaaluga, samuti võib tekkida koosmõju. Risked seenhaigused, näiteks kütridiomükoos ja saprolegnioos on levinud eelkõige troopikas (Daszak et al 1999, Crawford et al 2010, Kiesecker 2010) Põhja-Euroopas on peamisteks ohuteguriteks elupaikade fragmenteerumine ning sigimispaikade hävimine, samuti

veekogude eutrofeerumine ning hapestumine (Denton et al 1997, Cushman 2006, Beebee 2009, Cooper 2008).

2.4. Väärarendid kahepaiksetel

Väärarendite all mõistetakse kaasasündinud defekte, kõrvalekaldeid normaalsest arengust (Ballengée & Sessions 2009).

Väärarenditega kullesed arenevad aeglaselt ega pruugi metamorfoosi läbida (Lannoo 2008). Väärarenditega täiskasvanud kahepaiksed on kohmakamad, silmakahjustuste korral on häiritud toitumine, seda eriti nende liikide puhul, kes toituvad mardikatest jt kiiresti liikuvatest selgrootutest. Jalgade väärarendid raskendavad liikumist, samuti ei võimalda selline defekt kaevuvatel liikidel piisavalt kiiresti peituda (Szekely & Nemes 2003).

Väärarendeid, näiteks normist erinevat varvaste arvu või puuduvaid jäsemeid on kahepaiksetel kirjeldatud juba alates 20. sajandi keskpaigast (Borkin & Pikulik 1986, Martof 1956). Suurt tähelepanu hakati defektsetele kahepaiksetele pöörama 1995. aastal, kui USA-s Michiganis avastati ühes tiigis arvukalt metamorfoosi läbinud väärarenditega leopardkonni *Rana pipiens* (Meteyer 2000). Väärarenditega kahepaiksete massilise esinemise juhtumeid on praeguseks kindlaks tehtud rohkem kui 50 liigi puhul, nii päriskonnalistel Anura kui ka sabakonnalistel Urodela. Kõige rohkem esineb väärarenguid leopardkonnadel, selle liigiga on seotud üle 30 % kõikidest teadaolevatest juhtumitest (Lannoo 2008).

Suur osa massleidudest pärineb Ameerikast, Euroopa kohta on andmeid tunduvalt vähem (Lannoo 2008, Quellet 2000), nii on valdatud teateid defektsete täiskasvanud loomade juhuleidude kohta (Koskela 1974). Põhjalikumalt on väärarendite esinemist uuritud neljal liigil: rohukonnal (Piha et al 2006), tähnikvesilikul (Nemes 2005), mudakonnal (Szekely & Nemes 2003) ja harilikul kärnkonnal *Bufo bufo* (Ballengée & Sessions 2009). Ajaloolise teabe vähesuse tõttu on raske hinnata, kas väärarendite esinemise sagedus on Euroopas viimaste aastakümnete jooksul suurenenud.

2.4.1. Kahepaiksete väärarendite põhilised tüübid (Meteyer 2000 järgi)

Jäsemete väärarendid

- I Jäseme puudumine - ameelia
- II Jäseme osade puudumine – ektromeelia (nt liigeste või luude puudumine)
- III Tervikliku jäseme puudulik areng (nt reieluu kitsenemine)
- IV Varbalülide puudumine
- V Jäsemete liigsete osade teke
- VI Lisajäsemete tekkimine

Kolju väärarendid

- I Mikrokefaalia - pisi peasus

Silma väärarendid

- I Anoftalmia - silmatus
- II Mikroftalmia - pisisilmsus
- III Iirise puudumine

Lõualuude väärarendid

- I Mikrognaatia - pisi lõuasus
- II Aglossia – keele puudumine
- III Etteulatuv keel

2.4.2. Väärarendite tekkimise põhjused kahepaiksetel

Väärarendite tekkepõhjused võib jagada nelja rühma.

1. Füüsilised tegurid

Tugev UV-kiirgus kahjustab kahepaiksete mune ja looteid, seda eriti mäestikes ja väga avatud elupaikades. Kahepaiksetel esinevad looduslikud kaitsemehhanismid: munad on kaitstud pigmendiga, samuti paigutatakse munad veekogudes enamasti taimede vahele ning paljude liikide kullased hoiduvad sügavamale vette. Seetõttu peetakse UV-kiirguse mõju looduses pigem kaudseks – see võib aktiveerida fototundlikke molekule ja seeläbi kahepaikseid kahjustada (Blaustein et al 1997, Gardiner & Hoppe 1999). Ultraviolettkiirguse tekitatud väärarenditele on iseloomulik sümmeetrilisus –näiteks on kahjustunud mõlemad tagajäsemed või mõlemad silmad (Pahkala et al 2001).

2. Bioloogilised tegurid

Väärarendite põhjustajaks võivad olla parasiitsed imiussid (Sessions & Ruth 1990, Johnson et al 2001, 2002). Põhjalikult on uuritud üht kahepõlvsete imiusside (Trematoda, Digenea) hulka kuuluvat parasiiti *Ribeiroia ondatrae*, kelle areng toimub teost vaheperemehe abil. *Ribeiroia* on levinud Ameerika Ühendriikides, Kariibi mere piirkonnas ja Aafrikas (Johnson et al 2004, Wilson et al 2005). Kahjustuse tekkimise mehhanism on järgmine: kahepaiksete kulleled nakatuvad parasiidi tserkaaridega, kes arenevad nende kehas metatserkaarideks. *Ribeiroia* tserkaarid kogunevad vaagna piirkonda ning jäsemealgetesse ning kahjustavad mehhaaniliselt kudesid. Selline lokaalne invadeeritus tserkaaridega eristab seda liiki teistest laialt levinud kahepaiksete imiussidest parasiitidest, näiteks perekonnast *Alaria*, kelle tserkaarid jaotuvad nahaaluses koes ühtlaselt. (Johnson et al 1999).

Kulleste suremus parasitaarse infektsiooni tagajärjel on seda suurem, mida varasemas arengujärgus nakatumine toimub. Kui nakatumine toimub enne jäsemealgete tekkimist (Gosneri staadium 24-25), on suremus kirjanduse andmetel 47,5-97,5 %. Kui jäsemealgust on nakatumise ajal juba olemas (Gosneri staadium 27-28), on suremus väiksem, kuid esineb suur tõenäosus väärarendite tekkimiseks. Enamasti tekivad parasitaarse infektsiooni tulemusel lisajäsemed või liigsed jäseme osad. Hilisemate arengujärgude nakatumisel (pärast Gosneri staadiumi 30) on väärarendite tekkimise võimalus väga väike (Miller et al 2009).

Väärarendeid, enamasti küll pigem kehaosade puudumist, mitte liigsete jäseme tekkimist, võib põhjustada ka röövlus (Sessions 2003, Ballengée & Sessions 2009). Kahepaikseid iseloomustab üsna hea regeneratsioonivõime (Sessions 2003). Teatavat tüüpi röövloomad, kes esinevad veekogudes, ei surma ega söö korraga ära kogu oma saaklooma. Seda tüüpi kiskjateks on näiteks kaanid ja osad lüljalgsed, mõned kalaliigid ning isegi kahepaiksed (Manteifel & Reshetnikov 2002, Sessions 2003). Sarnast selektiivset toitumismustrit ning selle tulemusena tekkivat jäseme puudumist saakloomal on vaatluste abil ning ka eksperimentaalselt demonstreeritud loigukiilide (*Sympetrum sp*) ning läikkiilide (*Somatochlora sp*) vastsete ja ogalike (*Gasterosteus sp*) rünnakute puhul (Ballengée & Sessions 2009, Bowerman et al 2010).

Kahepaiksete kohasuse vähenemist ja füüsiliste defektide esinemist on näidatud inbriidsetes asurkondades (Hitchings & Beebee 1998). Samas on väärarendite kõrget esinemissagedust leitud ka geneetiliselt mitmekesistes kahepaiksete populatsioonides (Williams et al 2008).

3. Keemilised tegurid

Väärarendite massilist esinemist võivad mõjutada keskkonda viidud erinevad kemikaalid – pestitsiidid (Ouellet et al 1997), A-vitamiini derivaadid retinoidid (Maden 1998, Sessions et al 1999). Konkreetseid teratogeenseid mehhanisme on teada üsna vähe – nii mõjutavad retinoidid kahepaiksete loomulikku regenereerumisvõimet ning on põhjustanud laborikatsetes ära lõigatud varvaste hulgalist tagasikasvamist (Maden 1998) ja luuliste väärmoodustiste tekkimist (Meteyer et al 2000). Põllumajanduses kasutatavad kemikaalid võivad põhjustada ka neerude ja suguorganite kahjustusi (McCoy et al 2008)

4. Erinevate tegurite mõju kombineerumine

Eelnevalt loetletud tegurite sünergeetiline efekt on ilmselt üks peamisi seletusi väärarendite massilisele esinemisele. Nii võib eutrofeerumine olla soodustav tegur parasiitide levikule (Johnson & Chase 2004). Katseliselt on näidatud, et eri riikide sorgo- ja maisikasvatustes laialt levinud kemikaalide kombinatsioon - atrasiin (2-kloro-4-etüülamino-6-isopropüülamino-1,3,5-triasiin, $C_8H_{14}ClN_5$) kasutatuna koos fosfaatidega, suurendab kahepaiksete nakatumist imiussidega. Vette sattunud atrasiin nõrgestab kahepaiksete immuunsust ja samal ajal suurendavad väetised parasiidi tigudest vaheperemeeste toidubaasi, mis võimaldab parasiitidel paljuneda ja amfiibist peremeest nakatada (Rohr et al 2008). Kemikaalid võivad vähendada ka kahepaiksete vastupanuvõimet röövlusele (Reeves et al 2010).

3. Materjal ja metoodika

3.1. Uurimisala ülevaade

Piirissaar asub Tartu maakonnas Peipsi järves. Saare pindala on 7,76 km². Piirissaar asub Peipsi nõos Holotseeni setetega kaetud alal, on looduslikuks piiriks Peipsi Suurjärve ja Lämmijärve vahel (Karukäpp 2008). Saar on madal ja suures osas soostunud, tugevat mõju avaldab Peipsi järve veerežiim ning selle uhtuv toime (Arold 2005).

Saare jagab kaheks osaks ilmselt juba 19. sajandil kaevatud kanal, mille pikkus tänapäeval on umbes 1,2 km ja laius 30 m. Läänepoolne osa saarest on soine ja tänapäeval asustamata (Porka küla jäeti maha 19. sajandil). Külad asuvad idapoolisel alal, mis on kõrgem ning liivase pinnasega.

Piirissaar on botaanilis-zooloogiline kaitseala (alates 1991), kuulub koos Emajõe Suursooga rahvusvahelise tähtsusega linnualade (IBA) nimekirja, samuti rahvusvahelise tähtsusega märgalade Ramsari nimekirja ning Natura 2000 linnu- ja loodusalade võrgustikku (Eesti Looduse Infosüsteem - Keskkonnaregister: Keskkonnateabe Keskuse andmebaasi väljavõte 21.07.2010).

Piirissaare maastikukaitseala põhilisteks elupaigatüüpideks on niiskuslembesed kõrgrohustud (tüüp 6430), liigirikas madalsoo (tüüp 7230), soostuvad ja soo-lehtmetsad (tüüp 9080), vanad looduspõõsad (Piirissaare MKA kaitse-eeskiri; elupaigatüübid Paal 2007, järgi).

Aasta keskmine õhutemperatuur on 4,4 kraadi, kõige külmem kuu on veebruar (keskmise temperatuur -6,6 kraadi), kõige soojem kuu juuli (17,3 kraadi) (EMHI Mehikoorma mõõdetaja andmed, 16 km kaugusel Piirissaarest).

3.2. Ajaloolised andmed Piirissaare kahepaiksete fauna kohta

Eesti kahepaiksete leviku- ja arvukuse kohta on andmed üsna lünklikud. Piirissaar on pakkunud zooloogidele huvi juba sõjaeelsel ajal, kuid avaldatud allikate hulk on üsna väike.

Sõjaeelsed teadmised kahepaiksete leviku kohta võtab kokku Hans Kauri (1947), kuid Piirissaar leiab seal märkimist vaid rohekärnkonna leiukohana, tsiteeritakse Edvin Reinwaldti (1933) ülevaadet.

1970ndatel ja 1980ndatel aastatel uuris Piirissaare batrahhofaunat Peeter Ernits (Ernits 1981, 1988, 1993). Piirissaare kahepaiksete kohta on teinud tähelepanekuid ka Ilona Rumberg, kes kogus saarelt materjali oma rohekärnkonna morfomeetria-alase diplomitöö tarbeks (Rumberg 1989).

Piirissaarel viidi 1995. aastal läbi kahepaiksete seiretööd (Kahepaiksete seire aruanne 1995). Alates 1998. aastast kuulub ala Eesti looduse mitmekesisuse seireprogrammi alade hulka (Keskkonnainfo Keskus).

3.3. Välitööd

Välitööd toimusid saare asustatud osas. Liigilise mitmekesisuse kindlaks tegemiseks kasutati transektloendust (Jaeger 1994, Rannap 2001) – loendusriba laiusega 2 m, loendusmarsruudi pikkus 2,5 km, millel registreeriti kõik kohatud kahepaiksed ning määrati need liigi täpsusega. Eraldi registreeriti kõik väärarenditega kahepaiksed. Transektloendused viidi läbi aastatel 1998-2005 ja 2008-2009, iga loendusaasta suvel vähemalt ühel optimaalse ilmastikuga ööl, saare liivastel teedel, vanal lennuväljal ning madala taimestiku ja lahtise liivaga aladel ning sibulapõldude läheduses. Optimaalseteks ilmatingimusteks Põhja- ja Kesk-Euroopa sarnaste loenduste puhul loetakse õhutemperatuuri vähemalt 10 °C , kuiva ilma või kerget vihma; tuulevaikuse või nõrga tuulega (Briggs 2001, Novitski 2000). Lisaks kontrolliti alates 2002. aastast kõikide kahepaikseliikide sigimisedukust kahvapüügiga.

Mudakonna kulleste väärarengute kindlaks tegemiseks püüti 2002. aasta 29. juunil Saare külas asuvast veekogust kokku 46 mudakonna kullest, kelle hulgas väärarendite esinemine tehti kindlaks visuaalse vaatlusega, vajadusel luubi abil. Samasugust loendust korraldati 2006. aastal (mudakonna kulleste arv n=48) ja 2010. aastal (mudakonna kulleste arv n=63).

Väärarenditega mudakonnade toitumust hinnati 3-pallisel skaalal (väga hea-rahuldav-ebapiisav) ning värvust (pigmentatsiooni ühtlust), lisaks mõõdeti nihkkaliibriga nende kehapiikkus ninamikust õndraluuni (L), mõõtmise täpsuseks oli 0,1 mm.

Tiigi kohta, kust uuringu jaoks kulleseid oli püütud, täideti 2010. a. suvel füüsiliste omaduste ja võimalike röövloomade esinemise andmetabel. Hinnati vee organoleptilisi omadusi, mõõdeti vee pH ja elektrijuhivus. Tiik oli taastatud 2001. aastal, selle koloniseerimist erinevate selgrootute poolt jälgiti ning kasutati neid andmeid võrdluseks. Kõik selgrootud püüti tiigist kahvaga ning määrati üldjuhul seltsini (mardikalised jne) võimalusel ka liigini (nt hobukaan *Haemopsis sanguisuga*), kasutatades tunnustatud populaarteaduslikke määrajaid (nt Olsen et al 2001, Greenhalgh & Ovenden 2008)

3.5. Andmetöötlus

Liikide leiuandmete põhjal koostati Piirissaare kahepaiksete liiginimekiri. Iga liigi arvukusele anti hinnang, kasutades Hollandi kahepaiksete seireprojektis välja töötatud kategooriaid (Goverse et al 2006). Ühtlasi kirjeldati ka liikide ajaloolisi elupaiku Piirissaarel. Ajaloolise arvukushinnangu andmisest loobuti tähnikesiliku puhul, kelle leidumist mainitakse, kuid arvukusandmeid ei leidu (Ernits 1981).

Lisaks hinnati ajalooliste ja tänapäevaste andmete osakaalu liikide kohta. Selleks jagati andmed kolme gruppi. Esiteks ajaloolised andmed kuni aastani 1987, mis sisaldavad Edvin Reinwaldti tähelepanekuid rohekärnkonna esinemisest Piirissaarel (seda toetavad J. Lepiksaare poolt kogutud skeletid, mida hoitakse TÜ Loodusmuuseumis) ja Peeter Ernitsa poolt eri aastatel kogutud andmed (Ernits 1981, 1988). Teise gruppi lisati andmestik, mis oli kogutud 1980ndate tähelepanekute põhjal, kuid avaldati/võeti kokku pärast 1988. aastat (Rumberg 1989, Ernits 1993). Kolmandasse gruppi jäid andmed, mis on kogutud pärast 1993. aastat, ning mille kogumises osalesid varasemaga võrreldes uued uurijad. Seejärel arvutati teise ja kolmanda grupi kirjete protsentuaalne osa kogu kirjete arvust.

Muutusi kahepaiksete arvukuses analüüsiti dispersioonanalüüsi abil. Analüüsi kaasati liigid, kelle kudemine toimub lühikese aja jooksul ning kes pole veekogudega seotud suvisel ajal, seega on suurem tõenäosus neid transektloendustel kohata (nõ maismaalised liigid -

rohekärnkonn, mudakonn, rabakonn, rohukonn). Kasutati rakendusstatistika paketi SAS protseduuri MIXED (SAS Institute Inc., 2004). Sõltuvaks muutujaks oli analüüsis iga liigi kohatud isendite arv loenduskorra ajal. Muuthajuvuse vähendamiseks (arusaadavalt oli arvukamate liikide puhul suurem ka hajuvus vaatluskorra ajal kohatud isendite arvus) logaritmiti sõltuva muutuja väärtused kasutades teisendust $\log(x+3)$, mille puhul oli jääkide jaotus normaaljaotusele kõige lähedasem.

Sõltumatuteks muutujateks olid analüüsis aasta (pidevana), liik ja temperatuur vaatluskorra ajal. Temperatuur oli analüüsis allutatud faktorile liik, kuna pole põhjust eeldada, et temperatuuri mõju eri liikide arvukusele on samasugune ka kvantitatiivsel tasemel. Põhitähelepanu oli analüüsis suunatud aasta ja liigi koosmõjule, kuna see testib erinevusi liikide arvukuse dünaamikas. Vaatluskord (mitmel aastal tehti rohkem kui üks transektloendus) oli lisatud analüüsi juhusliku faktorina. Lisaks nelja liigi arvukuste analüüsile ühise mudeli raames, viidi analoogsed analüüsid läbi ka nelja liigi jaoks eraldi. Analüüsides usaldusnivooks oli $p < 0,05$.

Maismaaliste liikide arvukustrendide muutusi illustreerivate graafikud koostati programmiga MS Excel 2007, aluseks võeti igal loendusaastal registreeritud maksimaalne arvukus ühel loenduskorral.

4. Tulemused

4.1. Kahepaiksete liigilise mitmekesisuse ja arvukuse muutused Piirissaarel

Ajalooliste andmete ja tänapäevaste transektloenduste tulemusel koostati ülevaade eri liikide arvukushinnagutest ja elupaikadest.

Tabel 2. Piirissaare kahepaiksete arvukushinnangud ja elupaigad

Esinemise hinnanguklassid (Goverse et al 2006 järgi): 0 – puudub; 1 – haruldane, üksikud isendid; 2 – tavaline, kümned isendid; 3 – väga tavaline, rohkem kui sada isendit

Liik/Allikas	Arvukushinnang	Elupaik
Rohekärnkonn		
Reinwaldt 1933	3	põhjakallas, külad
Ernits 1981	1	kanali äär, külad
Ernits 1988	2	külad
Rumberg 1989	2	külad
Pappel 2010	1 (sigimisedukus puudub)	Saare küla
Mudakonn		
Ernits 1981	1	oja kallas
Ernits 1988	2	sibulapõllud, niidud
Pappel 2010	3	liivased alad saare asustatud osas
Rabakonn		
Ernits 1981	3	kanali äärne
Ernits 1988	3	sibulapõllud, niidud
Pappel 2010	3	niidud, märg mets
Rohukonn		
Ernits 1981	2	kanali äärne
Ernits 1988	3	sibulapõllud
Pappel 2010	3	niidud, märg mets
Rohelised konnad		
Ernits 1981	0	ei leidu saarel
Ernits 1993	1	sadama piirkond
Pappel 2010	3	paadikanalid, tiigid, luhaniit
Tähnikesilik		
Ernits 1981	arvukushinnang puudub	elupaik täpsustamata
Ernits 1988	arvukushinnang puudub	elupaik täpsustamata
Pappel 2010	3	tiigid, niidud

Kahepaiksete leiuandmete ajalisest jaotumisest liikide kaupa annab ülevaate tabel 3.

Tabel 3. Piirissaare kahepaiksete leiuandmete ajaline jaotumine

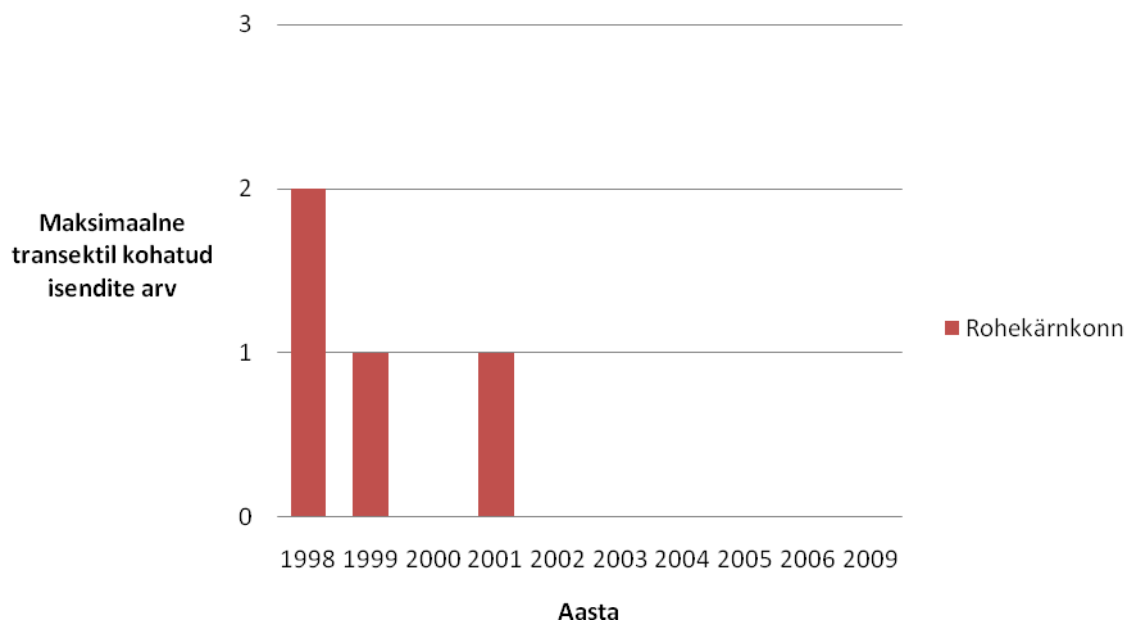
Liik	Kirjed 1933-1987	Kirjed 1989-1993	Kirjed 1998-2010	Kirjete koguarv	1989 ja hilisemate kirjete osakaal (%)
Rohekärnkonn	5	2	4	11	54,5
Mudakonn	2	2	14	18	88,9
Rabakonn	5	2	9	16	68,8
Rohukonn	5	2	12	19	73,7
Rohelised konnad	0	1	12	13	100,0
Tähnikesilik	1	2	9	12	91,7

Kahepaiksete sigimisedukust kontrolliti alates 2002. aastast igal suvel kahvapüügiga. Uuritud ajavahemikul esines edukat sigimist kõikidel saarel esinenud liikidel, välja arvatud rohekärnkonn.

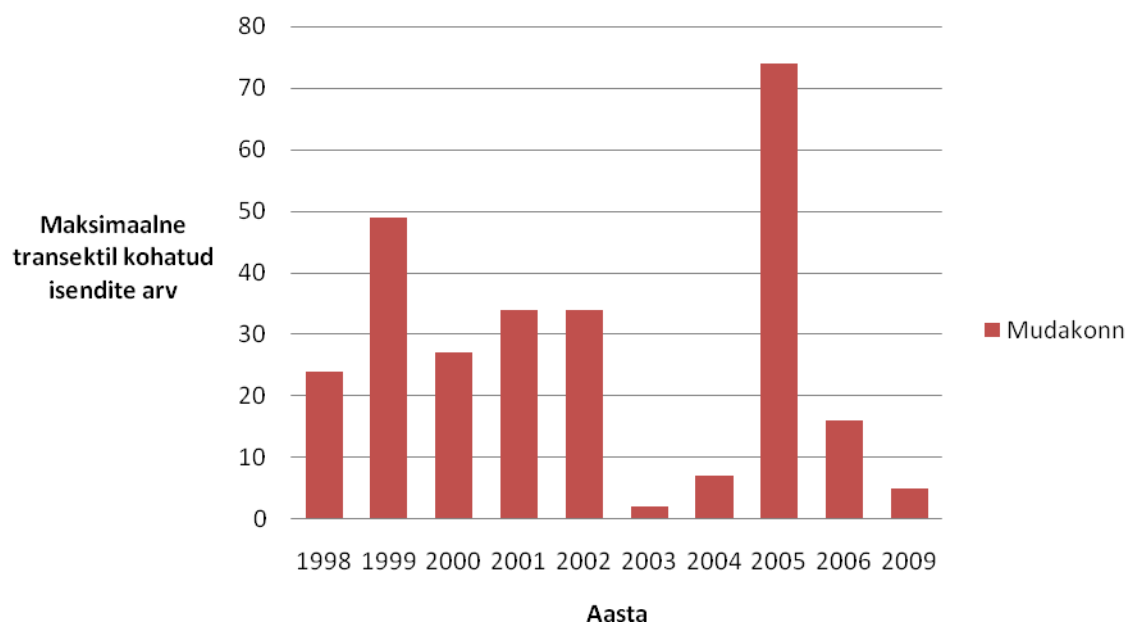
Tabel 4. Kahepaiksete sigimisedukuse esinemine Piirissaarel 2002-2010

Liik/aasta	2002	2003	2004	2005	2006	2008	2009	2010
Rohekärnkonn	-	-	-	-	-	-	-	-
Mudakonn	+	+	+	+	+	+	+	+
Rabakonn	-	+	+	+	+	+	+	+
Rohukonn	+	+	+	+	+	+	+	+
Rohelised konnad	+	+	+	+	+	+	+	+
Tähnikesilik	-	+	+	+	+	+	+	+

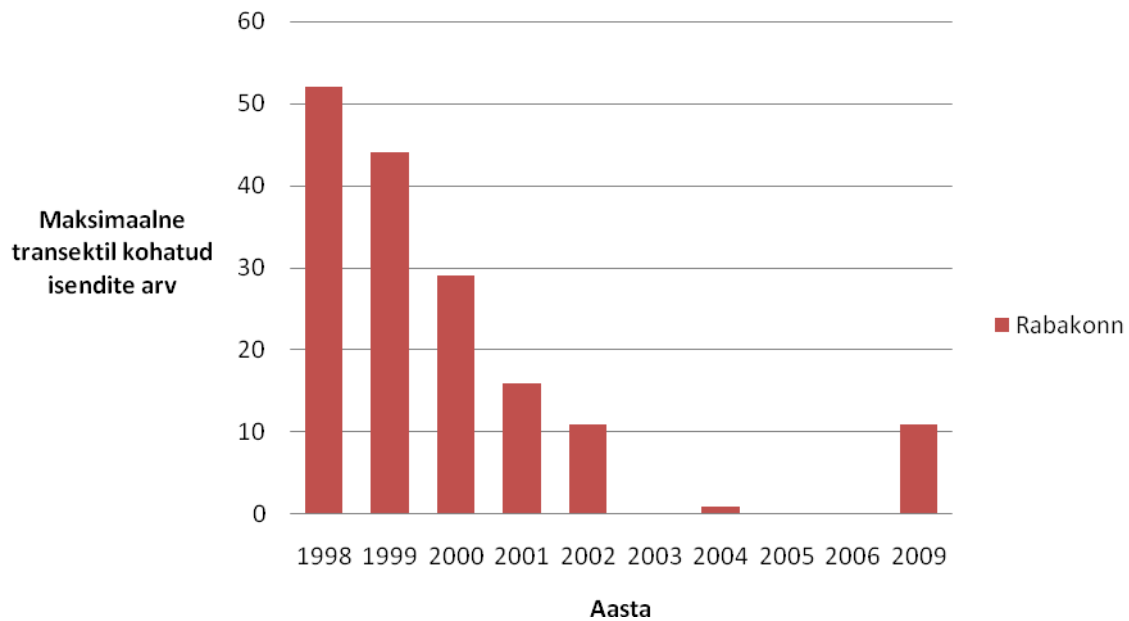
Joonised 2-5 illustreerivad nende kahepaikseliikide arvukuse muutusi, kes on tavapäraste ilmastikuolude korral veekogudega seotud vaid lühiajaliselt, kevadisel kudemisperioodil (rohekärnkonn, mudakonn, rabakonn, rohukonn). Kuna loenduste hulk oli aastati erinev, valiti graafiku koostamiseks iga loendus aasta puhul üks loenduskord, kus oli võimalikult kõrge liigiline mitmekesisus ning ka isendite arv.



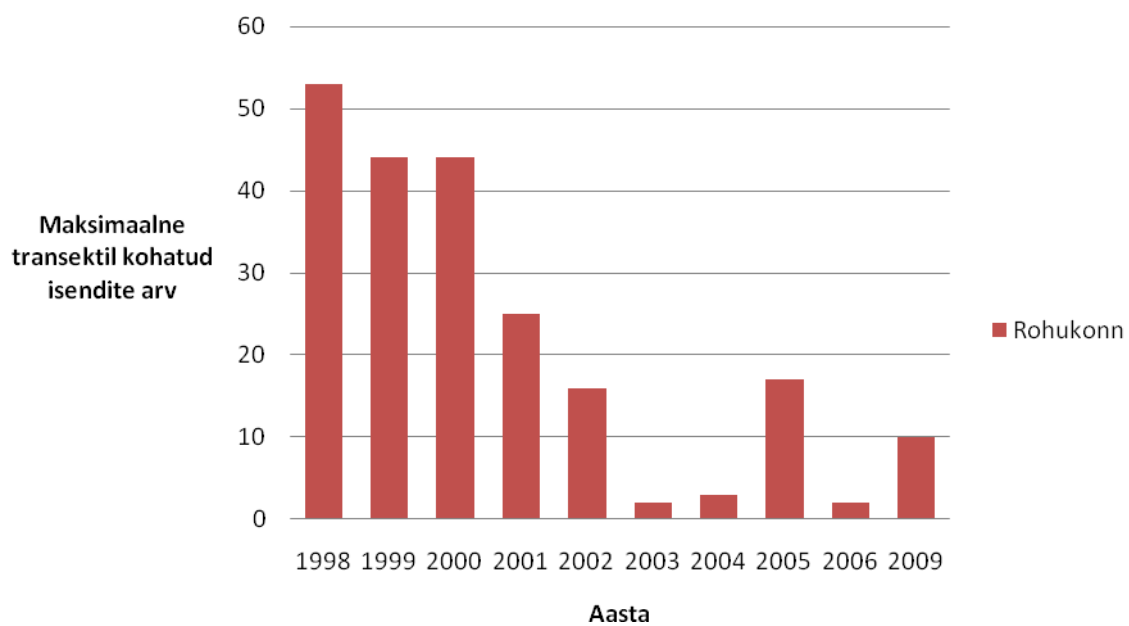
Joonis 2. Rohekärnkonna arvukuse muutused (transektloendused alates 1998)



Joonis 3. Mudakonna arvukuse muutused (transektloendused alates 1998)



Joonis 4. Rabakonna arvukuse muutused (transektloendused alates 1998)



Joonis 5. Rohukonna arvukuse muutused (transektloendused alates 1998)

Dispersioonanalüüsil kõiki maismaalisi liike hõlmavas ühises mudelis (tulemused tabelis 5) osutus oluliseks 'aasta* liik' koosmõju (segatüüpi ANOVA $F=3,13$, $p<0,05$). Seega on liikide arvukuse dünaamika Piirissaarel aastate lõikes erinev.

Maismaaliste liikide arvukuse dünaamikat analüüsiti ka kõigi nelja liigi puhul eraldi (tabel 6). Mudel osutus oluliseks rohekärnkonna, rabakonna ja rohukonna puhul ($p < 0,05$). Mudakonna ja rabakonna puhul osutus oluliseks faktoriks temperatuur ($p < 0,05$).

Tabel 5. Kahepaiksete liikide arvukuse muutuse dispersioonanalüüsi tulemused (Piirissaar 1998-2006, 2009)

Efekt	df	F	p
Aasta	1	10,50	0,0039
Liik	3	3,12	0,0321
Aasta*liik	3	3,13	0,0316
Temperatuur (liik)	4	4,06	0,0055

Tabel 6. Dispersioonanalüüsi tulemused liikide kaupa

Liik	Efekt	df	F	p
Mudakonn	Aasta	1	0,29	0,5936
	Temperatuur	1	7,99	0,0101
Rabakonn	Aasta	1	7,82	0,0108
	Temperatuur	1	4,47	0,0467
Rohukonn	Aasta	1	8,18	0,0094
	Temperatuur	1	2,06	0,1661
Rohekärnkonn	Aasta	1	6,75	0,0168
	Temperatuur	1	1,59	0,2213

4.2. Kahepaiksete väärarendite tüübid ja esinemissagedus, loomade konditsioon

Väärarendeid leiti mudakonna kullestel ja täiskasvanud loomadel ning tiigikonna täiskasvanud loomadel. Ülejäänud kohatud liikidel väärarendite olemasolu ei registreeritud. Väärarenditega täiskasvanud ja kulleled olid normaalses toitumuses, pigmentatsioonihäireid ei täheldatud.

Mudakonna täiskasvanud loomadel esinesid järgmised väärarendite tüübid (Meteyer 2000 järgi): anoftalmia ehk puuduv silm ($n=3$), amelia ehk täielikult puuduv jäse ($n=1$).

Väärarendite esinemise sagedus oli 0,9 % (n=441). Täiskasvanud rohelistel konnadel leiti tagumistel jalgadel varvaste puudumist. Väärarendite esinemise sagedus oli 1,4 % (n=71).

Mudakonna kulleste väärarenditest Piirissaarel annab ülevaate tabel 7.

Tabel 7. Mudakonna kulleste väärarendite esinemissagedus Piirissaarel

Aasta	Kulleste arv	Jäsemekahjustusega	Silmakahjustusega	%
2002	46	2	0	4,3
2006	48	3	1	8,3
2010	63	3	0	4,7
Kokku	157	8	1	5,7

4.3. Veekogu omadused

Väärarendite võimalike tekkepõhjuste kindlaks tegemiseks jälgiti tiigi vee omadusi ja selgrootute faunat. Tiiki puhastati 2001. aastal, 2006. aastaks oli välja kujunenud veealune taimestik, mis võimaldab kullestel peituda. 2002. aastal oli tiigis peamiseks selgrootute loomade rühmaks lutikalised. 2010. aastaks oli dominantseks muutunud kiilivastsed ja mardikalised (sealhulgas vesimardikas *Hydrophilus piceus*).

2010. aastal mõõdetud pH ja elektrijuhtivus olid normi piires (vt tabel 8), samuti olid kõikidel aastatel tavapärased organoleptilised näitajad (värvus, lõhn).

Tabel 8. Uuritud veekogu elustik ja füüsikalised omadused

Aasta	2002	2006	2010
pH	-	-	6,92
Elektrijuhtivus (mS)	-	-	0,29
Vee värvus	läbipaistev	läbipaistev	läbipaistev
Veealuse taimestiku katvus	0-1%	60%	75%
Selgrootute röövtoiduliste	lutikalised	lutikalised,	mardikalised,
loomade dominantliigid		kiilivastsed	kiilivastsed

5. Arutelu

Ajaloolised andmed Piirissaare kahepaiksete kohta on küllaltki lünklikud. Vanimad teated pärinevad 1933. aastast ja kirjeldavad rohekärnkonna kõrget arvukust saarel, jättes teised liigid tähelepanuta. 1970ndate-1980ndate aastate jooksul tehti üsna põhjalikke vaatlusi, kuid pidev aegrida moodustub alates 1998. aastast. Liigiandmete vanuse analüüsi põhjal võib Piirissaart puudutavat infot pidada ajakohaseks, kõikide liikide olukorra kohta on olemas tänapäevased andmed.

Kahepaiksete peamiste ajalooliste elupaikadena Piirissaarel on kirjanduses välja toodud sibulapõllud ja niidud. Nende biotoopide pindala väheneb praegusel ajal, asendudes tiheda kõrgema taimestikuga, see omakorda halvendab kaevuvate liikide nagu mudakonn (Nöllert 1990) ja eelkõige avamaastiku liigi rohekärnkonna elutingimusi (Novitski 2000). Lisaks võib selline suktsessioon ja karjatamise ning niitmise puudumine soodustada röövlomade, näiteks nastiku arvukuse kasvu (Reading & Jofré 2009).

Piirissaare rohekärnkonna asurkonna hääbuva trendi usaldusväärsus leidis kinnitust vastavalt statistilisele mudelile. Kirjanduse andmetel asustab rohekärnkonn meie kliimavöötmes avamaastikke (Kuzmin 1999). Selle liigi asurkondade hääbumine on toimunud mitmel pool areaali põhjaaladel, Venemaal ja Valgevenes, peamiselt seoses külade hülgamisega inimese poolt (Novitski 2000). Paraku pole õnnestunud adekvaatseid andmeid saada lähinaabrite, Vene Föderatsiooni Pihkva oblasti ja Läti Vabariigi rohekärnkonnapopulatsiooni praeguse olukorra kohta, kuigi on teada, et näiteks 1990ndatel aastatel asustas see liik Riia ümbruse väikelinnu ja prahipaiku, olles kohati arvukas (M. Deicmane, suul. andmed).

2005. aastal Eestis läbi viidud kunagiste rohekärnkonna leiukohtade inventuuril määrati üle 80 % kunagistest leiukohtadest rohekärnkonna elupaigana kõlbmatuks (Novitski & Pappel 2005). Põhjuseks on avatud väikeveekogude täis kasvamine ning avamaastiku kadumine. Selle liigi kunagised leiukohad Eestis jäävad Peipsi-äärsetele külamaastikele, leiukohtadeks on sibulapõllud või luhaalad (Kauri 1947, Suuressaar 1965). Ka Piirissaarel on peamiseks limiteerivaks teguriks olnud kudemisveekogude nappus. Ernitsa (1981, 1988) ja Rumbergi (1989) andmetel oli rohekärnkonna peamiseks sigimisveekoguks sadama läheduses asuv tiik. 2001. aasta suveks oli see tiik täiesti täis kasvanud ja võsastunud ning saarel ei leidunud ühtegi avatud veekogu, samuti ei andnud tulemust veekogu taastamine (Pappel & Rannap

2006). Üheks võimalikuks tulevikumeetmeks oleks kudu või noorloomade reintrodutseerimine. Kahepaikseid ja roomajaid on peetud kehvadeks kandidaatideks reintrodutseerimisprogrammide jaoks. Läbikukkunud taasisustamiskatseid on teada üsna palju, seetõttu on vaieldav, kuivõrd põhjendatud reintrodutseerimise kasutamine kahepaiksete puhul üldse on (Seigel & Dodd 2002, Trenham & Marsh 2002). Kui võrrelda taasisustamise edukust imetajate ning amfiibide puhul, siis on edukate projektide arv tegelikult samas suurusjärgus - keskmiselt 45 % (Griffith et al, 1989, Dodd & Seigel 1991).

Enne taasisustamise alustamist peaksid olema teada liigi väljasuremise põhjused konkreetses kohas ning manipuleeritava liigi bioloogilised iseärasused. (Dodd & Seigel 1991). Sarnast lähenemist on kasutatud ka Eestis kõre reintrodutseerimise puhul, kus taasisustamisaladeks valitakse liigile võimalikult sobivaid piirkondi, mille traditsioonilise majandamise jätkumine on tagatud (Rannap et al 2009). Kuna Piirissaarel võib rohekärnkonna arvukuse languse põhjuseks pidada elupaiga kadumist, on reintrodutseerimise eelduseks nii vee- kui maismaaelupaiga kvaliteedi parandamine, mis praegustes sotsiaalmajanduslikes tingimustes on kaheldav.

Piirissaare mudakonnaasurkonna arvukuse muutuste trendi pole vastavalt statistilisele mudelile võimalik usaldusväärselt hinnata. Fluktuatsioonid on kirjanduse andmetel selle liigi populatsioonidele üsna iseloomulikud, nende põhjused pole teada (Eggert 2002, Jehler et al 1995). Jälgides Peeter Ernitsa ajaloolisi andmeid, võib oletada, et asurkondade arvukuse kõikumisi võib olla esinenud ka varem, nii kirjeldab Ernits 1979. aastal mudakonna leiukohana saarel vaid ühte piirkonda (ilmselt Piiri küla lähedal), 1980ndatel läbi viidud platsiloendused aga annavad ülevaate mudakonna üsna kõrgest arvukusest saare sibulapõldudel ning niitudel. Asurkonnale limiteerivaks teguriks võib saada sobivate kudemisveekogude olemasolu, kuna tiike on saarel üsna vähe. Suuremaid eutroofseid veekogusid (antud juhul Peipsi järve) see liik sigimiseks ei kasuta (Nöllert 1990).

Statistiliselt oluliseks faktoriks loendustulemuste puhul osutus temperatuur. Kirjanduse andmetel on mudakonn tundlik ka õhuniiskuse suhtes ning võib põua korral olla mitu nädalat pinnasesse peitunud (Nöllert 1990). Seetõttu on oluline mudakonna transektloenduste puhul neid edaspidi läbi viia võimalikult optimaalse ilmaga (soe, kuid niiske) ning vältida loenduste tegemist pikaajalise kuiva ja kuuma ilma puhul.

Sarnast sõltuvust temperatuuri suhtes näitas mudelis üles ka rabakonn, kelle bioloogiast Eestis teatakse üsna vähe. Tihti käsitletakse seda liiki koos sümpatriliselt elava ning välimuselt sarnase rohukonnaga, kelle suhtes temperatuuri mõju osutus statistiliselt mitteoluliseks. Ka rabakonna edasiste transektloenduste puhul tasub kaaluda nende läbiviimist võimalikult sobivates ilmaoludes.

Pruunide konnade (raba- ja rohukonna) arvukus Piirissaarel on transektloenduste läbi viimise perioodil langenud. Eriti märgatav on see rohukonna puhul. Trendide usaldusväärsus leidis kinnitust vastavalt statistilisele mudelile. Üldiselt peetakse neid kahte liiki stabiilseteks, esineda võib arvukuse kõikumisi kuid rohukonna asurkondade arvukuse langusi on seni teada vaid Kesk-Euroopast ning nende põhjuseks peetakse sigimisveekogude kadumist (Loman & Andersson 2005).

Piirissaarel on viimasel ajal on kasvanud kährikkoerte ja rebaste arvukus. Kahepaiksed on kährikkoera toidus olulisel kohal (Sutor et al 2010). Eestis on leitud, et kährikkoera toidus on kahepaiksete osakaal kuni 16,2 % (Naaber 1974). 2005. aastal läbi viidud kährikkoera ja punarebase toitumise analüüsis pole kahepaikseid eraldi välja toodud, need sisalduvad kategoorias "muu loomne toit", mis moodustab 14,3 % toiduobjektidest (Rätsepp 2005). Seega võib oletada, et kiskjate arvukuse tõusul võib olla oluline mõju Piirissaarel kahepaiksetele.

Veel ühe rohukonna arvukuse languse võimaliku põhjusena võib välja pakkuda sobivate talvitumispaiade nappuse. Kirjanduse andmetel eelistab rohukonn talvituda veekogudes, teised meie kahepaikseliigid aga talvituvad enamasti maapinnal, välja arvatud hübriidne veekonn (Nöllert & Nöllert 1992). Samas on Soome kohta teada, et sealsetes rohukonna asurkondades võib kuni 30 % täiskasvanud loomadest talvituda ka maapinnal (Laitinen & Pasanen 1998, Pasanen & Sorjonen 1994). Eesti kohta vastavad uuringud puuduvad, kuid 2010. aasta kevadel leidis töö autor mõningatest Tartu ümbruse tiikidest ohtralt talvitumisel hukkunud rohukonna isendeid. Võib oletada, et oluline osa Eesti rohukonnadest eelistab talvituda vees ning sobivate talvitumispaiade olemasolu võib liigi arvukust piirata.

Veel üheks oluliseks muutuseks Piirissaare kahepaiksete faunas on saare koloniseerimine roheliste konnade poolt. Selle loomarühma levila on Eestis 20. sajandi lõpus tunduvalt laienenud, näiteks on nad asustanud ka Manilaiu (Rannap, suul. andmed), seetõttu oli selle

loomarühma Piirissaarele jõudmine ilmselt vaid aja küsimus. Tegu on laia ökonišiga kahepaiksetega, kes kasutavad väga eriilmelisi kudemisveekogusid – tiike, järvi, kobarste tamme. (Anholt et al 2003, Berger 1983). Veelise eluviisi tõttu kohatakse neid suvistel transektloendustel harvem kui teisi kahepaikseid, nende populatsiooni dünaamika uurimine vajab veekogude-keskset lähenemist.

Mudakonna väärarendite esinemist on varem uuritud Rumeenias (Székely & Nemes 2003). See on ka üks väheseid uuringuid Euroopas. Autorid kirjeldavad mudakonnal nelja tüüpi väärarendite esinemist (silmade, jäsme osade ning varvaste puudumine; halvasti arenenud väikeste lisavarvaste teke).

Piirissaare mudakonnapopulatsioonis leiti vaid kahte tüüpi väärarendeid – silma puudumist ja jäsme täielikku puudumist.

Väärarendite esinemissagedus täiskasvanute hulgas oli madal (0,9 %, võrdluseks kasutatud Rumeenia uuringus oli täiskasvanud mudakonnade väärarendite esinemissagedus 6,6 %). Kulleste hulgas oli väärarendite esinemise sagedus kõrgem (5,7 %), mis on ootuspärane, kuna defektsete kulleste suremus on suurem ja nad ei pruugi metamorfoosi läbida. Ühe puuduva tagumise jäsmeaga kulleseid oli 5 %. Kulleste puhul moodustas ligi 90 % kõikidest väärarenditest tagajäsme puudumine. Täiskasvanute puhul oli valdavaks kahjustuse tüübiks anoftalmia. Seda erisust võib selgitada asjaolu, et tagumise jäsme puudumine on mudakonna kui kaevuva liigi jaoks väga piirav ning selliste isendite eluiga on ilmselt lühike, nad võivad päevasel ajal kannatada niiskuskao käes, samuti on nad kättesaadavamad röövlomadele. Anoftalmia häirib küll saagi püüdmist, kuid suure osa mudakonna saagist moodustavad aeglaselt liikuvad selgrootud (Cogalniceanu et al 1998). Seda kinnitavad ka vaatlused Piirissaarel – nt sibulapeenardel söövad mudakonnad peamiselt vihmausse.

Teistest kohatud kahepaikseteliikidest registreeriti väärarendeid (varvaste puudumist) vaid rohelistel konnadel. Ka nende hulgas oli esinemissagedus madal (1,4 %).

Täiskasvanud kahepaiksete puhul peetakse normaalseks, kui väärarenditega isendeid on asurkonnas 0-5 % (Sessions & Ruth, 1990). Piirissaare mudakonnade ja roheliste konnade väärarendite esinemissagedused jäävad siia vahemikku ning ilmselt ei mõjuta väärarendite esinemine populatsiooni käekäiku. Sellest hoolimata tekib küsimus, mis on Piirissaarel

kahepaiksete väärendite tekkimise põhjuseks. Väärendeid tekitavatest teguritest võib kirjandusele toetudes välistada UV-kiirguse, kuna selle põhjustatud väärendid on enamasti sümmeetrilised (Pahkala et al 2001). Uuritud veekogu organoleptilised näitajad (vee läbipaistvus) olid tavapärased. 2010. aastal mõõdetud vee pH ja elektrijuhtivus olid samuti normi piires (OÜ Tartu Keskkonnauuringute labori kommentaar). Kohalike elanike küsitlemisel väetiste jms põllumajanduskemikaalide kasutamise suhtes sain Piirissaarel eitava vastuse (kohalike väitel ei jaks nad neid osta, vaid kasutavad komposti ja prahikala; M. Korotkova suul. andmed). Seega tuleb väärendite tekkepõhjusena kõne alla ilmselt röövluse mõju. Uuritud veekogus tõusis röövtoiduliste selgrootute arvukus ajavahemikul 2002-2006 tunduvalt, eriti kiilivastsete arvukus ning koos sellega ka väärendite esinemissagedus. Eristiivaliste kiilide vastsete puhul on eksperimentaalselt näidatud, et nad võivad tekitada kullestele väärendeid põhjustavaid vigastusi (Ballengée & Sessions 2009, Bowerman et al 2010).

6. Kokkuvõte

Käesoleva töö ülesanneteks oli anda ülevaade Piirissaare kahepaiksete faunas toimunud muutustest ja analüüsida muutuste dünaamikat ning kirjeldada Piirissaare kahepaiksetel esinevaid väärandeid - nende tüüpe ja esinemissagedust ning analüüsida nende võimalikku mõju asurkondadele.

Ajalooliste andmete ja autori poolt läbi viidud kahepaiksete loenduste põhjal võib järeldada, et tänapäeval on Piirissaare batrahhofaunas tavalisteks liikideks tähnikvesilik, mudakonn, rohukonn ja rabakonn. Saare on edukalt koloniseerinud rohelised konnad (peam. tiigikonn), kelle esinemine saarel oli veel 1980ndate aastate lõpus tõestamata. Teise olulise muutusena võib välja tuua, et varasemal ajal arvukas olnud rohekärnkonna asurkond on 20. sajandi lõpus elupaikade kadumise tõttu hääbunud. Samuti on langenud pruunide konnade, eriti rohukonna arvukus, selle muutuse põhjuseks võib olla röövluse kasv.

Piirissaare mudakonnadel esines kahte tüüpi väärandeid: täiskasvanute ja kulleste anoftalmiat (silma puudumine) ning ameeliat - ühe jäseme täielikku puudumist. Väärandite esinemissagedus oli kulleste puhul 6 % ning täiskasvanud mudakonnade puhul 1 %. Rohelistel konnadel esines varvaste puudumist, selle väärandi esinemissagedus oli 1,4 %. Võrreldes samalaadse uuringu tulemustega Rumeeniast (Székely & Nemes 2003) esineb Piirissaarel vähem väärandite tüüpe, samuti on väärandite esinemissagedus madalam.

Summary

Amphibian fauna of Island Piirissaar: diversity and occurrence of malformations

This paper analyzes diversity of amphibian species on Island Piirissaar based on historical data and contemporary surveys (mainly transect counts). Possible reasons of changes are discussed. Also the incidence of different mutilations and malformations in the local amphibian populations were studied.

The Island Piirissaar is situated in the Lake Peipus and is known for its exceptional amphibian diversity. Currently the common amphibian species on Piirissaar are Smooth Newt (*Triturus vulgaris*), Spadefoot Toad, Common Frog (*Rana temporaria*) and Moor Frog (*Rana arvalis*). Once an abundant species, the Green Toad (*Bufo viridis*) has strongly declined. The reason of decline is habitat loss. Probably due predation Common Frog is in mild decline. During 1980s there was no proof that green frogs were present on Piirissaar but now the Pool Frog (*Rana lessonae*) is present in almost all ponds and also on the shore of Lake Peipus.

Two types of malformations were recorded on tadpoles and adults of the Common Spadefoot: anophthalmia (missing eye) and amelia (complete absence of a leg). The frequencies of malformations were 6 % (tadpoles) and 1 % (adults). Missing toes were recorded on adults of the Green Frogs, with frequency of 1,4 %. The number of malformation types and maximal frequency of malformations were lower than the results of a similar study focusing on Common Spadefoot Toad in Romania (Székely & Nemes 2003), and malformations hardly represent a factor of ecological significance.

Tänuavaldus

Töö valmimisele aitas kaasa zooloogia osakonna mõistev suhtumine. Tänan teid, professor Raivo Mänd, vanemteadur Urmas Saarna ja professor Toomas Tammaru. Suur tänu Piirissaare vallavalitsusele igakülgse abi ja Inga Krivonogovale vee elektrijuhtivuse näitajate kommenteerimise eest.

Kirjandus

- Arold, I. 2005 Eesti maastikud. Tartu Ülikooli Kirjastus. Tartu.
- Amphibiaweb. Information on amphibian biology and conservation. [Interneti-andmebaas]. 2010. Berkeley, California: <http://amphibiaweb.org/> (28.07.10).
- Anholt, B. R., Hotz, H., Guex, G., Semlitsch, R. 2003. Overwinter survival of *Rana lessonae* and its hemiclinal associate *Rana esculenta*. Ecology 84: 391—397.
- Ballengée B., Sessions S. 2009. Explanation for missing limbs in deformed amphibians. Journal of Experimental Zoology (Mol Dev Evol) 312B: 1–10.
- Barinaga, M. 1990. Where have all the froggies gone? Science 247: 1033-34.
- Beebee, T. 1973. Observations concerning the decline of the British amphibia, Biological Conservation 5(1): 20-24.
- Beebee, T. et al J. 2009. Amphibian declines are not uniquely high amongst the vertebrates: trend determination and the British perspective. Diversity 2009 (1): 67-88.
- Berger, L. 1983. Western Palearctic water frogs (Amphibia, Ranidae): Systematics, genetics and population compositions. Experientia 39(2): 127-130.
- Blaustein, A. et al 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence and susceptibility of populations to local and global extinctions. Conservation Biology 8: 60-71.
- Blaustein, A. et al 1997. Ambient UV-B radiation causes deformities in amphibian embryos. Proceedings of. National Academy of Sciences USA 94:13735-13737.
- Borkin L. & Pikulik M. 1986. The occurrence of polymely and polydactily in natural populations of anurans of the URSS. Amphibia–Reptilia 7: 205 – 216.
- Borkin, L. et al 2001. On the distribution of diploid, triploid and tetraploid green toads in south-eastern Kazakhstan. Russian Journal of Herpetology 8(1): 45–53.
- Bosch J. et al 2007. Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of central Spain: is there a link? Proceedings of Royal Society of London Biological Sciences: 274:253–260.
- Bowerman, J. et al 2010 Sublethal predators and their injured prey: linking aquatic predators and severe limb abnormalities in amphibians. Ecology. 91(1):242-51.
- Briggs, L. 1997. Recovery of *Bombina bombina* in Funen County, Denmark. Memoranda societatis pro fauna et flora fennica 73: 101-104.
- Brodman, R. 2009. A 14-year study of amphibian metapopulations in rural northwest Indiana. Herpetological Conservation and Biology 4:106-119.

- Cogălniceanu D., Aioanei F., Ciubuc C., Vădineanu A. 1998. Food and feeding in a population of common spadefoot toads (*Pelobates fuscus*) from an island in the lower Danube floodplain. *Alytes* 15: 145 – 157.
- Cooper N. et al 2008. Macroecology and extinction risk correlates of frogs. *Global Ecology and Biogeography* 17(2): 211-221.
- Crawford et al 2010. Epidemic disease decimates amphibian abundance, species diversity, and evolutionary history in the highlands of central Panama. *Proceedings of the National Academy of Sciences U S A* 107(31): 13777-82.
- Crump, M. et al 1992. Apparent declines of the Golden Toad: underground or extinct? *Copeia* 2:413 –420.
- Cushman, S. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation*. 128:321–240.
- Daszak P et al 1999. Emerging infectious diseases and amphibian population declines. *Emerging Infectious Diseases* 5:735–748.
- Denton, J., et al 1997. A recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology* 11: 1329-1338.
- De Vries, W. et al 2008. Distribution and status of *Pelobates fuscus* in Estonia and first results of conservation efforts. Krone, A. (ed.). *Die Knoblauchkröte (Pelobates fuscus) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz* (67 - 78). Brandenburg: Natur & Text.
- Dodd, C. & Seigel, R. 1991. Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? *Herpetologica* 47: 336-350.
- Eesti Looduse Infosüsteem - Keskkonnaregister: Keskkonnateabe Keskus 21.07.2010
- Eggert, C. 2002. Decline of the spadefoot toad (*Pelobates fuscus*): from population biology to genetic structure. *Bulletin de la Société Zoologique de France* 127(3): 273-279.
- Ernits, P. 1981. Batrahholoogilised vaatlused Piirissaarel. – *Loodusevaatlusi* 1979, 1. Tallinn, 169—171.
- Ernits, P. 1988. Märkmeid kultuurmaastiku loomastikust, 2. Kahepaiksete arvukusest ja asustustihedusest Piirissaare agrotsönoosis 1982.—1987. a. – XV Eesti looduseuurijate päeva ettekannete kokkuvõtted. Tallinn, 75—79.
- Ernits, P. 1993. Paradiis piiril. – *Eesti Loodus*, 5—6, 195—196.
- Fog, K. et al. 1997. Nordens padder og krybdyr. G. E. C. Gads Forlag. København. 365 s.
- Fog, K. 2008. Verbreitung und Bestandssituation der Knoblauchkröte in Dänemark. Krone, A. (Toim.). *Die Knoblauchkröte (Pelobates fuscus) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz* (67 - 78). Brandenburg: Natur & Text.

- Frost, D. et al 2006. The amphibian tree of life. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. 297: 1-370.
- Gamradt, S. & Kats, L. 1996. Effect of introduced crayfish and mosquitofish on Californian Newts. Conservation Biology 10: 1155–62.
- Gardner, T. 2001. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. Animal Biodiversity and Conservation. 24 (2): 25 –44.
- Gardiner D. & Hoppe D. 1999. Environmentally induced limb malformations in mink frogs (*Rana septentrionalis*). Journal of Experimental Zoology 284: 207-216.
- Gibbons et al 1997. Perceptions of species abundance, distribution, and diversity: Lessons from four decades of sampling on a government-managed reserve. Environmental Management 21:259–268.
- Gosner, K. L. 1960. A Simplified Table for Staging Anuran Embryos and Larvae with Notes on Identification. Herpetologica 16 (3): 183-190.
- Goverse, E. et al 2006. The national amphibian monitoring program in the Netherlands and NATURA 2000. In Proc. of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica Herpetologia Bonnensis II (pp. 42-170).
- Greenhalgh, M. , & Ovenden, D. 2008 Euroopa magevee-elustik. Eesti Entsüklopeediakirjastus 2008, Tallinn.
- Griffith, B. et al 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. Science 245: 477-480.
- Hartel, T. et al 2007. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. Hydrobiologia 583:173–182.
- Jaeger, R. 1994 .Transect sampling. In: Heyer, W. et al (editors) 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Hitchings, S. & Beebee, T. 1998 Loss of genetic diversity and fitness in Common Toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. Journal of Evolutionary Biology 11: 269-283.
- International Commission on Zoological Nomenclature 1999. International Code of Zoological Nomenclature. Fourth Edition. <http://www.nhm.ac.uk/hosted-sites/iczn/code/index.jsp> (25.07.2010).
- Jehler, R. et al 1995. Structure and dynamics of central European amphibian populations: a comparison between *Triturus dobrogicus* (Amphibia, Urodela) and *Pelobates fuscus* (Amphibia, Anura). Australian Journal of Ecology 20:362-366.

- Johnson P. et al 1999. The effect of trematode infection on amphibian limb development and survivorship. *Science* 284: 802-804.
- Johnson, P. et al 2001. *Ribeiroia ondatrae* (Trematoda: Digenea) infection induces severe limb malformations in western toads (*Bufo boreas*). *Canadian Journal of Zoology* 79:370–379.
- Johnson, P. et al 2002. Parasite (*Ribeiroia ondatrae*) infection linked to amphibian malformations in the western united states. *Ecological Monographs* 72:151-168.
- Johnson, P. & Chase, J. M. 2004. Parasites in the food web: linking amphibian malformations and aquatic eutrophication. *Ecology Letters* 7 (7): 521-526.
- Johnson, P. et al 2004. Review of the trematode genus *Ribeiroia* (*Psilostomidae*): ecology, life history and pathogenesis with special emphasis on the amphibian malformation problem. *Advances in Parasitology* 57: 191-253.
- Kauri, H. 1947. Die Verbreitung der Amphibien und Reptilien in Estland. - Kungl. Fysiogr. Sällsk. I Lund Förhandl. 16 (18). Lund.
- Kats, L. & Ferrer, R. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions* 9: 99–110.
- Karukäpp, R. 2008. Peipsi nõo pinnamood ja maastikud.Koguteoses Peipsi (63 - 72). Tartu: Eesti Loodusfoto.
- Kielgast, J. et al 2009. Widespread occurrence of the amphibian chytrid fungus in Kenya. *Animal Conservation* 13: 1–8.
- Kiesecker, J.2010. Global stressors and the global decline of amphibians: tipping the stress immunocompetency axis. *Ecological Research*. Online publication date (24.07.2010).
- Kiesecker J. & Blaustein A.1997. Population differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*). *Ecology* 78:1752–1760.
- Koskela, P. 1974. Combination of partial adactylism and syndactylism in *Rana temporaria* L. *Aquilo Serie Zoologica* 15:37–38.
- Kuzmin, S. 1999. The Amphibians of the Former Soviet Union. Pensoft, Sofia-Moscow.
- Laitinen, M. & Pasanen, S. 1998. Wintering site selection by the common frog (*Rana temporaria*) and common toad (*Bufo bufo*) in Finland: a behavioural experiment. *Annales Zoologici Fennici* 35:59-62.
- Lannoo, M.J. 2008. Malformed frogs: the collapse of aquatic ecosystems. Berkeley and Los Angeles, California and London, England: University of California Press.
- Laurance,W. et al 1996.Epidemic disease and the catastrophic decline of Australian rain forest frogs. *Conservation Biology* 10: 406 –413.

- Lips, K.R. 1998. Decline of a tropical montane amphibian fauna. *Conservation Biology* 12: 106–117.
- Lips, K. et al 2003. Chytridiomycosis in wild frogs from southern Costa Rica. *Journal of Herpetology* 37:215–218.
- Loman, J. & Andersson, G. 2007. Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989-2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation* 135: 45-56.
- Maden, M. 1998. Retinoids as endogenous components of the regenerating limb and tail. *Wound, Repair and Regeneration* 6: 358-365.
- Manteifel, Y. & Reshetnikov, A. 2002. Avoidance of noxious tadpole prey by fish and invertebrate predators: adaptivity of a chemical defense may depend on predator feeding habits. *Archiv für Hydrobiologie* 153:657–668.
- Martof, B. 1956. Factors influencing size and composition of populations of *Rana clamitans*. *American Midland Naturalist* 56:224–245.
- McCoy, K. et al 2008. Renal pathologies in giant toads (*Bufo marinus*) vary with land use. *Science of the Total Environment*: 407; 348-357.
- Meteyer, C. 2000. Field guide to malformations of frogs and toads with radiographic interpretations. *Biological Science Report, USGS/BRD/BSR-2000-0005(2)* :1–16.
- Meteyer C. et al 2000. Hind limb malformations in free-living Northern Leopard Frogs (*Rana pipiens*) from Maine, Minnesota, and Vermont suggest multiple etiologies. *Teratology* 62: 151-171.
- Miller, D. et al 2009. L., Gray, M. J., Rajeev, S., Schmutzer, A. C., Burton, E. C., Merrill, A. And Baldwin, C. 2009. Pathological findings in larval and juvenile anurans inhabiting farm ponds in Tennessee, U. S.A. *Journal of Wildlife Diseases*, 45, 314–24.
- Naaber, J. 1974. Rebane ja kährikkoer meie looduses. Jaht ja Ulukid. Eesti NSV Jahimeeste Seltsi aastaraamat 1969-1972. Valgus, Tallinn, 102-115.
- Nemes, S. 2005. Comparative morphometric analysis of injured and uninjured newly metamorphosed smooth newts (*Triturus vulgaris*). *North-Western Journal of Zoology*: 1: 61-63.
- Nöllert, A. 1990. Die Knoblauchkröte. Die Neue Brehm-Bucherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Nöllert, A. & Nöllert, C. 1992. Die Amphibien Europas. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH and Company, Stuttgart.

- Nyström, P. et al 2002. The declining spadefoot toad *Pelobates fuscus*: calling site choice and conservation. *Ecography* 25: 488–498.
- Nyström, P. et al 2007. A documented amphibian decline over 40 years: possible causes and implications for species recovery. *Biological Conservation* 138: 399–411.
- Lars Henrik Olsen, Jakob Sunesen, Bente Vita Pedersen. 2001. Small freshwater creatures. Oxford University Press.
- Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Auratrükk, Tallinn
- Pagano A. & Joly P. 1999. Limits of the morphometric method for field identification of water frogs. *Alytes*, 16: 130-138.
- Pahkala, et al 2001. Carryover effects of ultraviolet-B radiation on larval fitness in *Rana temporaria*. *Proceedings of Royal Society of London Biological Sciences*: 268:1699–1706.
- Pappel, Piret; Rannap, Riinu 2006. Kahepaiksete ja roomajate seirest Eestis. Sammul, Marek (Toim.). Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat (218 - 226). Tartu: Eesti Looduseuurijate Selts.
- Pasanen S, and J Sorjonen. 1994. Partial terrestrial wintering in a northern common frog population (*Rana temporaria*). *Annales Zoologici Fennici* 31: 275-278.
- Pierce, B. A. 1985. Acid tolerance in amphibians. *Bioscience* 35: 239-243.
- Piha, H. et al 2006. Morphological abnormalities in amphibians in agricultural habitats: A case study of the Common Frog *Rana temporaria*. *Copeia*: 4: 810-817.
- Ouellet M. 2000. Amphibian deformities: current state of knowledge. In: Linder G., Bishop C.A., Sparling, D. W. (eds) *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. Florida: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Press.
- Ouellet, M. et al 2005. Historical evidence of widespread chytrid infection in North American amphibian populations. *Conservation Biology* 19:1431–1440.
- Rannap, R. jt. 2009. tegevuskava kõre kaitseks. Keskkonnaministeerium.
- Rannap, R. et al 2007. Consequences of coastal meadow degradation: the case of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Estonia. *Wetlands* 27(2): 390 – 398.
- Reading, Christopher J. & Jofré, G. 2009. Habitat selection and range size of grass snakes *Natrix natrix* in an agricultural landscape in southern England. *Amphibia-Reptilia* 30 (3): 379-388.
- Reeves, M. et al 2010. Multiple stressors and the cause of amphibian abnormalities. *Ecological Monographs*. 80: 423-440.

- Reinwaldt, E. 1933. Roheka kärnkonna (*Bufo viridis* Laur.) esinemisest Eestis. Eesti Loodus 1 (4): 88–89.
- Reshetnikov, A. 2003. The introduced fish, rotan (*Perccottus glenii*), depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians and a fish). Hydrobiologia 510: 83–90.
- Riigi Teataja. Määrus I ja II kategooria liikide kaitse alla võtmise kohta.
<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=760301>
- Riigi Teataja. Määrus III kategooria liikide kaitse alla võtmise kohta.
- Rohr, J. et al 2008. Agrochemicals increase trematode infections in a declining amphibian species. Nature 455: 1235–1239.
- Rätsepp, M. 2005. Kährikkoera (*Nyctereutes procyonoides*) ja punarebase (*Vulpes vulpes*) talvine toitumine Eestis. Bakalaureusetöö zooloogias. Tartu Ülikool, Bioloogia-Geograafiateaduskond, Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituut.
- Seigel, R. & Dodd, C. 2002. Translocations of amphibians: proven management method or experimental technique? Conservation Biology 16: 552–554.
- Sessions S. & Ruth S. 1990. Explanation for naturally occurring supernumerary limbs in amphibians. Journal of Experimental. Zoology 254, 38 – 47.
- Sessions S. K et al 1999. Morphological clues from multilegged frogs: are retinoids to blame? Science 284:800–802.
- Sessions, S. K. 2003. What is causing deformed amphibians?. In: Amphibian Conservation.R. D. Semlitsch (ed.). Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Simoncelli, F. et al 2005. Evidence of *Batrachochytrium dendrobatidis* infection in water frogs of the *Rana esculenta* complex in Central Italy. EcoHealth 2: 307–312.
- Smith, H.M. and Chiszar, D. 2006. Dilemma of name-recognition: why and when to use new combinations of scientific names. Herpetological Conservation Biology 1: 6–8.
- Stagni G. et al 2004. Declining populations of Apennine yellow bellied toad *Bombina pachypus* in northern Apennines (Italy): is *Batrachochytrium dendrobatidis* the main cause? Italian Journal of Zoology 71:5–13.
- Stuart, S. et al 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Science 306: 1783–1786.
- Stumpel A. H. P. 1992. Successful reproduction of introduced bullfrogs *Rana catesbeiana* in northwestern Europe: a potential threat to indigenous amphibians. Conservation Biology 60: 61–62.

- Sutor, A.; Kauhala, K.; Ansorge, H. 2010. Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* - A canid with an opportunistic foraging strategy . *Acta Theriologica* 55(2): 165-176.
- Suureäär, L. 1965. Roheka kärnkonna levikust Eestis. *Eesti Loodus* 6: 361-362.
- Székely P., Nemes S. 2003. The incidence of mutilations and malformations in a population of *Pelobates fuscus*. *Russian Journal of Herpetology* 10(2): 145 – 148.
- Toledo, L. et al 2009. The Archipelago of Fernando de Noronha: An intriguing malformed toad hotspot in South America. *EcoHealth* 6: 351-357.
- Trenham, P. & Marsh, D. 2002. Amphibian translocation programs: reply to Seigel and Dodd. *Conservation Biology* 16: 555-556.
- Weldon, C. 2002. Chytridiomycosis survey in South Africa. *Froglog* 51:1–2.
- Wilson, W. et al 2005. A molecular phylogenetic study of the genus *Ribeiroia* (Digenea): trematodes known to cause limb malformations in amphibians. *Journal of Parasitology* 91 (5): 1040-1045.
- Williams, R. et al. 2008. Amphibian malformations and inbreeding *Biological Letters* 4: 549-552.
- Young, B.E et al 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15: 1213-1223.
- Ручин А.Б., Чихляев И.В., Лукиянов С.В., Рыжов М.К. 2008. О гельминтах обыкновенной чесночницы – *Pelobates fuscus* (восточная форма) в поймах некоторых рек Среднего и Нижнего Поволжья . *Поволжский экологический журнал*. № 1. с. 48 – 54.
- Малышева, Н. С., Жердева, С. В. 2008. Гельминтофауна земноводных и пресмыкающихся Курской области. Ученые записки. Электронный научный журнал Курского государственного университета. 1(5): <http://scientific-notes.ru/pdf/005-02.pdf> (14.07.10).
- Ручин А.Б., Чихляев И.В., Лукиянов С.В. 2009. Изучение фауна гельминтов обыкновенной чесночницы *Pelobates fuscus* (Laurenti., 1768) и остромордой лягушки *Rana arvalis* Nilsson, 1842 при их совместном обитании. *Паразитология* 43(3):240-247.

Käsikirjad:

deVries, W. Pappel, P. 2007. *Pelobates fuscus* in Estonia, 2007. Inventory and suggestions for management 62 pp. Manuscript, NGO Põhjakonn.

- Markus, M. Pappel, P. 2009, Kahepaiksete inventuur Virumaal. Käsikiri Keskkonnaametis.
- Novitski, Ruslan. 2000. Ecology of the Green Toad (*Bufo viridis*) in Belarus. Manuscript.
- Novitski, R., Pappel, P. 2005. Rohekärnkonna kunagiste leiukohtade inventuur Eestis.
- Aruanne KIK-ile. Käsikiri, 32 lk.
- Rannap 2001 Kahepaiksete seire aruanne. Käsikiri.
- Rumberg, Ilona 1989. Rohe-kärnkonn (*Bufo viridis*) Eestis (morfoloogiline iseloomustus).
- Diplomitöö käsikiri TÜ ÖMI raamatukogus.

LISA 1. Transektloenduste andmed

Kuupäev	Loenduse lõpp	Ilmastik	Tähnike- vesilik	Rohu- konn	Raba- konn	Rohel. konnad	Muda- konn	Rohe- kärnkonn
03.06.98	22.15	Kuiv, 18 C	0	10	2	0	10	0
05.06.98	00.45	Kuiv, 14 C	0	18	9	0	9	1
21.08.98	22.15	Kuiv, 15 C	2	53	52	1	24	2
18.06.99	22.30	Kuiv, 20 C	0	19	56	8	39	0
19.06.99	23.00	Kuiv, 20 C	0	11	97	8	49	0
27.08.99	23.00	Kuiv, 16 C	0	23	37	14	7	1
28.08.99	21.20	Märg, 16 C	0	44	44	17	15	0
14.07.00	00.15	Märg, 16 C	0	44	29	10	27	0
01.06.01	23.00	Kuiv, 8 C	0	5	0	0	5	1
02.06.01	00.15	Kuiv, 12 C	1	25	11	0	13	0
28.06.01	00.20	Kuiv, 17 C	0	16	10	1	34	1
13.08.01	00.00	Kuiv, 13 C	0	13	7	0	9	0
14.08.01	23.15	Kuiv, 18 C	0	21	16	1	9	1
31.08.01	23.00	Kuiv, 12 C	5	9	3	0	4	1
05.05.02	21.45	Kuiv, 17 C	0	1	11	7	34	0
31.08.02	21.15	Kuiv, 19 C, põud	0	16	7	1	8	0
13.07.03	22.30	Kuiv, 15 C	0	2	0	1	2	0
22.05.04	22.15	Kuiv 15 C	0	3	1	2	7	0
12.05.05	22.00	Kuiv 15 C	2	2	0	0	36	0
13.06.05	22.15	Kuiv 16 C	6	17	0	0	74	0
26.05.06	21.40	Kuiv, 2 C	1	0	0	0	1	0
27.05.06	00.30	Kuiv, 14 C	1	2	0	4	16	0
24.07.09	00.15	Kuiv 15 C	0	10	3	0	5	0
25.07.09	00.40	Kuiv 17 C	1	6	11	0	4	0