

TÜ Eesti Mereinstituut

HIUMAA MADALIKE PIIRKONNA KALASTIKU UURING

Aruanne



**Vastutav täitja:
Markus Vetemaa**

Tartu 2008

Sisukord

1	Sissejuhatus	3
2	Materjal ja meetodika	4
2.1	Püügivahendid	4
2.2	Uuritud sügavusvahemikud	6
3	Kalastiku inventuuri tulemused	6
3.1	Erinevate liikide arvukus	7
3.2	Erinevate liikide biomass	7
4	Hiiumaa madalike kalastiku võrdlus mõnede teiste piirkondadega	19
5	Kas välitööde käigus jäi osa kalaliike tabamata?	20
6	Hiiumaa madalikele tuulepargi rajamise potentsiaalne mõju kalandusele	23
6.1	Rannapüük	23
6.2	Traalpüük	24
6.3	Kokkuvõte: tuulepargi potentsiaalne mõju kalapüügile	24
7	Avamere tuuleparkide potentsiaalne mõju kalastikule – kirjanduse ülevaade	25
7.1	Avamere tuulepargiga seotud müra mõju kaladele	25
7.1.1	Müra liigid	26
7.1.2	Erineva kuulmisvõimekusega kalad	28
7.1.3	Ehitusmüra mõjud	28
7.1.4	Töömüra mõjud	33
7.1.5	Laevamüra mõjud	36
7.2	Elektromagnetväljade mõju kaladele	36
7.2.1	Magnetväljad ja kalade käitumine	36
7.2.2	Magnetväljad ja kalade füsioloogia	38
7.2.3	Veealused kaablid: erinevad tehnilised võimalused	39
7.3	Tuulikute füüsilisest olemasolust tulenevad mõjud	39
7.3.1	Kunstliku rifi efekt	40
7.3.2	Kalade huvi tuulikute vundamentide vastu	40
7.4	Taashõljustatud sette mõju kaladele	43
7.4.1	Mõju marjale	44
7.4.2	Mõju vastsetele	45
7.4.3	Mõju juveniilsetele ja täiskasvanud kaladele	45
7.4.4	Erinevad mõjumehhanismid	45
7.5	Kokkuvõttev arutelu: millised mõjud on tuuleparkidel kaladele kirjanduse põhjal?	47
8	Hinnang Hiiumaa madalikele planeeritava tuulepargi mõju kohta kalastikule	50
9	Nõudmised planeeritavale tuulepargile ja selle rajamisele	53
10	Lisa 1. Välitööde käigus tabatud kalade süstemaatiline nimestik	54
	Kasutatud kirjandus	55

1 Sissejuhatus

Käesoleva uurimistöö eesmärk oli iseloomustada Hiiumaast läände, loodesse ja põhja jääva viie madalikipiirkonna (edasises tekstis nimetatud Hiiumaa-lähedasteks madalikeks) kalastikku kvantitatiivsete võrgupüükide abil. Lisaks võrgupüükide läbiviimisele analüüsiti töö käigus piirkonna kalanduslikku tähtsust ning hinnati planeeritava tuulepargi võimalikku mõju kalastikule. Kuna kõnealuses piirkonnas ei olnud senini läbi viidud suuremastaabilisi ihtioloogilisi uuringuid (välja arvatud traalpüügid pelaagiliste kalade uurimiseks), siis oli möödapaäsmatuks töö osaks originaalandmete kogumine välitööde käigus.

Uuritud madalikud ning jaamade täpne asetus on esitatud joonisel 1. Lisaks kindlaid nimesid omavatele Neupokojevi, Vinkovi-Glotovi (edasises tekstis lihtsalt Vinkovi) ja Apollo madalikele uuriti ka kahte madalikku, mille kohta levinumad merekaardid nime ei esita. Käesolevas aruandes on neid nimetatud „Madalik 1” (lõunapoolne) ja „Madalik 2” (põhjapoolne).

Kuna tegemist on tuulterohkes piirkonnas asuvate suhteliselt madalate merealadega, siis on arendajad avaldanud soovi rajada sinna tuulepark. Esialgse versiooni kohaselt oli planeeritud püstitada generaatorid kõigile uuritud madalikele. Käesoleva aruande esitamise ajaks oli aga selgunud, et Eesti Piirivalve vastuseisu tõttu ei saa kasutusele võtta madalikke 1 ja 2. Seetõttu keskendub ka aruanne arutelu osa rohkem ülejäänud kolmele madalikule. Ihtioloogiliste inventuuride algmaterjal esitatakse aga siiski kõigi viie uuritud ala kohta.

Negatiivsed mõjud kalastikule võivad olla põhimõtteliselt kahesugused:

- Mõju looduskaitsele olulistele s.t. haruldastele või ohustatud liikidele. Niisugusteks liikideks on eelkõige EL elupaigadirektiivis EU HD 92/43/EEC mainitud liigid. (Tähelepanu tuleks siiski pöörata ka teistele looduskaitsealastele aktidele nagu Berni konventsioon, IUCN Punane Raamat jne.) Sellisel juhul on tüüpiliseks negatiivseks tulemiks oht bioloogilisele mitmekesisusele, näiteks kõnealuste kalaliikide arvukuse vähenemine või populatsiooni geneetilise mitmekesisuse vaesustumine. Mõjud on sageli pöördumatud.
- Mõju töõnduskaladele. Sellisel juhul on peamiseks negatiivseks tulemiks kalanduslikult oluliste liikide arvukuse vähenemine, mis omakorda vähendab piirkonna kalanduse tulubaasi. Samas, arvestatavat mõju bioloogilisele mitmekesisusele pole, s.t. mõju on puhtmajanduslik.

Läbiviidud uuringu tähtsaimaks osaks oligi koguda materjali vastamiseks küsimusele, kas Hiiumaa lähiste meremadalikele rajatav tuulepark võib sattuda vastuollu looduskaitseliste liikide kaitse vajadusega või kalapüügisektori oluliste huvidega.

Projekti täitmisel osalesid järgmised TÜ Eesti Mereinstituudi töötajad:

1. Markus Vetemaa (vastutav täitja, välitööd, andmetöötlus, aruande ettevalmistamine)
2. Anu Albert (välitööd, andmetöötlus, aruande ettevalmistamine)
3. Aare Verliin (välitööd, laboratoorsed tööd)
4. Kristiina Jürgens (välitööd, andmetöötlus)
5. Mehis Rohtla (välitööd, kirjanduse ülevaade)
6. Redik Eschbaum (välitööd)
7. Martin Kesler (välitööd)
8. Imre Taal (välitööd)

9. Lauri Saks (välitööd)

Käesolevasse aruandesse lisati detailne kirjanduse ülevaade avamere tuuleparkide mõjust kalastikule, mis ei olnud lepingu järgi küll uuringu möödapääsmatuks koostisosaks, ent ilma milleta on raske teha järeldusi tuulepargi rajamise ja opereerimise võimaliku mõju kohta kaladele. Selle koostamiseks kasutati teiste projektide kaasfinantseerimist.

2 Materjal ja meetodika

2.1 Püügivahendid

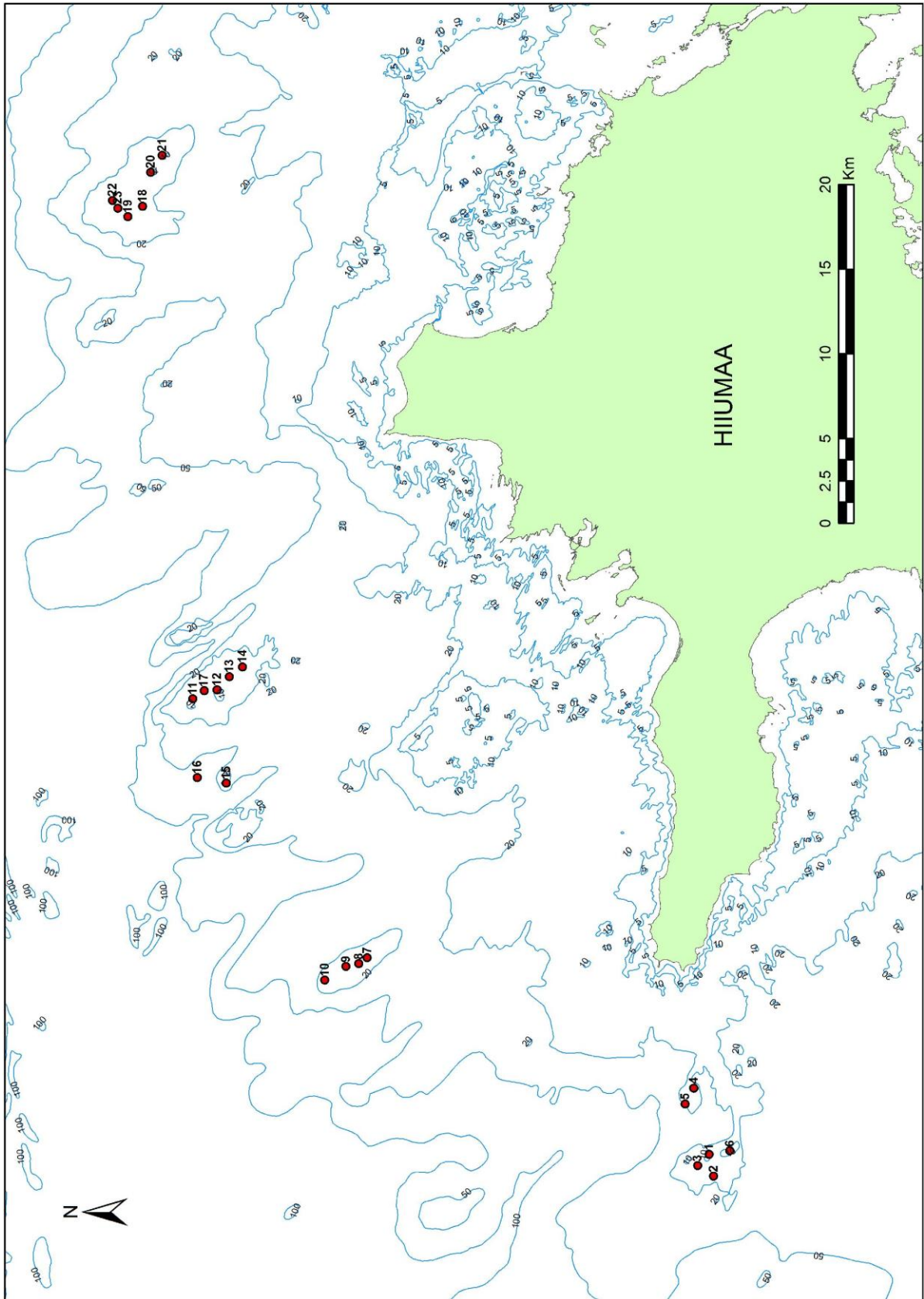
Peamiseks uurimismeetodiks oli kalapüük spetsiaalsete standardsete ihtüoloogiliste seirevõrkudega. Selliseid võrke kasutatakse ka regulaarse kalaseire läbiviimiseks paljudes Eesti erinevates piirkondades asuvatel püsiseirealadel. Samuti on meetodika kasutusel olnud TÜ Eesti Mereinstituudi teiste avamerealade uuringute läbiviimisel (näiteks Neugrundi madalikul kavandatava avamere-tuulepargi piirkonnas, Gretagrundi madaliku kalastiku uuringus jne.). Niisiis oli Hiiumaa madalikel kogutud andmeid võimalik võrrelda teistest piirkondadest saadud tulemustega, mis on vältimatuks eelduseks selle piirkonna tähtsuse võrdleval hindamisel kogu Eesti rannikumere kontekstis.

Ihtüoloogiliste proovide kogumine viidi läbi eelnevalt kindlaks määratud jaamade võrgustiku alusel (aluseks võeti merekaardid, mille abil hinnati madalike suurust, sügavust jne). Jaamade võrgustik kattis projektiga kaetud piirkonna kõik tüüpelupaigad (vt. ka Martin 2007) ning sügavustsoonid madalike tippudest (sügavused 6 – 10 m) kuni sügavuseni 20 m. Kalapüügil kasutati järgnevate silmasammudega võrke: 14, 17, 22, 25, 30, 33, 38, 42, 45, 50, 55, 60 mm (möödetud võrgu sõlmest sõlmeni). Nimetatud 12 võrku seati alati püügile jadana („jaamana”), kusjuures võrkude järjestus oli juhuslik. Võrgud olid 1,8 m kõrged ja nn. „uppuvat” tüüpi, s.t. asetsesid vees alumise raskusnööri mööda põhja. Võrgud asetati püügile õhtul või pealelõunal (kindlasti enne päikese loojumist) ning võeti veest järgmisel päeval (kindlasti peale päikese tõusu). Jaamade asetus on esitatud joonisel 1.

Kuna kalapüükide eesmärgiks oli saada informatsiooni eeskätt mitte pelaagiliste, vaid demersaalsete (põhjalähedase eluviisiga) kalade kohta, siis võib niisuguste võrkude kasutamist pidada igati põhjendatuks. Mingeid muid kalapüügitehnikaid ei oleks uuritud aladel saanud kasutada – näiteks põhjatraaliga püügid oleks madalike ebatasase pinna tõttu olnud võimatud ning maimunoot (kaldanoot) langeb välja suure sügavuse tõttu.

Välitööd viidi kulude kokkuhoiu eesmärgil läbi väikestelt avatud metallkaatritelt (suurte aluste üürimine oleks olnud kordades kallim); ohutuse eesmärgil kasutati alati kahte kaatrit samaaegselt. Välditi tormiseid ilmu, sest võrgupüügid on tulemuslikud vaid suhteliselt tuuletu ilma korral. Vastasel juhul tekivad veealused hoovused, mis kannavad võrgud taimestikku täis ning sellisel puhul ei ole võimalik saada tõepäraseid andmeid kalade arvukuse kohta. Seetõttu viidi kalapüüke läbi vaid vaikse ilma korral. Kuna meremadalikud on avatud kõikidest ilmakaartest puhuvatele tuultele, siis pikendas selliste päevade ootamine oluliselt välitööde perioodi.

Kogutud ihtüoloogiline algmaterjal (vanusemäärangud, toitumisanalüüsid) töödeldi laboris. Algandmed säilitatakse TÜ Eesti Mereinstituudis.



Joonis 1. Jaamade asetus uurimispiirkondades (sulgudes jaamade numbrid).

2.2 Uuritud sügavusvahemikud

Käesoleva töö käigus läbi uuritud madalike puhul oli tegemist suhteliselt sügavate ja mõnel puhul samas üsnagi väikeste aladega. Mujal Eesti rannikumeres läbi viidud analoogiliste uurimistööde käigus on uurimisala tavaliselt jaotatud järgmisteks sügavusvahemikeks: 3 m (2-4 m), 5 m (4-6 m), 8 m (7-9 m), 13 m (12-14 m) ja 20 m (18-22 m). Kuna käesoleva töö käigus olid enamasti esindatud vaid suuremad sügavused, siis ei olnud sügavustel 3 m, 5 m ja 8 m võimalik püüke läbi viia. Seetõttu lisati täiendavad sügavusvahemikud 10 m (see oli võimalik vaid Apollo ja Neupokojevi madalikul) ja 16 m. Ideaalvariandis tuleks kõikidelt sügavustelt püüda vähemalt kahe jaamaga võimaldamaks statistilise usaldusväärsuse kontrolli andmetöötluses. Uuritud madalikel ei olnud see aga alati kahjuks võimalik. Põhjus on lihtne – seirevõrkude jada on umbes 300 m pikk ja mõni sügavusvahemik oli esindatud vaid nii väikese pindalaga akvatooriumil, et kahte jaama ei olnud sinna võimalik mahutada. Sellisel puhul põhinevad andmed vaid ühes punktis asunud jaamal. Tabelis 1 on esitatud uuritud sügavusvahemikud madalike kaupa.

Tabel 1. Välitööde käigus kasutatud jaamade sügavusvahemikud.

	Jaama keskmine sügavus			
	10 m	13 m	16 m	20 m
Neupokojevi madalik	+	+	+	+
Madalik 1		+	+	+
Madalik 2				+
Vinkovi madalik		+	+	+
Apollo madalik	+	+	+	+

3 Kalastiku inventuuri tulemused

Hiiumaa madalike kalastiku uuringu raames viidi välitööd läbi mais-juunis. Just see ajaperiood on kõige olulisem, sest siis toimub enamike tuulepargi rajamise käigus potentsiaalselt häirimise objektiks olevate tähtsamate töönduskalade kudumine: räim, lest, kammeljas.

Kokku tabati viie uurimisala lõikes nakkevõrkudega 4568 kala, kes kuulusid 13 erinevasse liiki, seltside arvuks oli 5 ja sugukondade arvuks 10. Kalade süstemaatiline nimestik on esitatud Lisas 1.

Allpool esitatakse uuringu tulemused kahe alapeatüki kaupa: isendite arvukus (isendite arvukus standardse püügiühiku kohta) ja erinevate liikide suhe biomassis (erinevate liikide üldkaalu suhe standardse püügiühiku kohta).

Käesolev andmestik koguti põhjas asetsevate seirevõrkudega. Seetõttu on valdavalt pelaagilise eluviisiga räim ja kilu tugevasti alahinnatud. Nende liikide kohta usaldusväärsete andmete kogumiseks oleks tulnud kasutada väga kõrgeid võrke, mis oleks aga välitööde maksumust väga oluliselt tõstnud ilma sealjuures olulist informatsiooni lisamata – räime ja kilu kõrge arvukus piirkonnas on selge ka kutselise kalapüügi statistikat vaadeldes.

Kalapüüke viidi läbi erinevatel sügavusvahemikel. Samas puudusid piirkonnas väga väikesed sügavused (alla 3 m), mis esinevad näiteks Neugrundil ja Gretagrundil. Kalade arvukuses uuritud sügavustsoonide vahel esines küll kohati teatavaid erinevusi, ent need ei viidanud

üldiselt mingitele statistiliselt usaldusväärsetele erinevustele kogu piirkonna lõikes. Vaid nolgus oli arvukam sügavas. Näiteks emakala seevastu oli Neupokojevi madalikul 20 m sügavuses küll kaks korda arvukam kui 13 m sügavuses, ent Vinkovi madalal seevastu oli olukord vastupidine.

3.1 Erinevate liikide arvukus

Kokku püüti välitööde käigus 13 kalaliiki. Samas esinesid kolm liiki (merilest, meripühvel ja merihärg) vaid ühe isendiga ning ahvenaid saadi kõigest 3 (Tabel 2). Arvukuse dominantliik oli väga selgelt lest, kes moodustas üldse tervelt 77% tabatud isendite üldarvust. Arvukuselt teine liik (emakala) oli juba kümme korda vähem arvukam.

Välitööde käigus tabatud kalade saagid standardse püügiühiku kohta (CPUE) madalike ning erinevate sügavusvahemike kohta on esitatud tabelis 3 ning arvukamate liikide kohta võrdlevalt ka joonistel 2-9.

Tabel 2. Uurimisalustelt madalikelt tabatud kalaliigid ja isendite arv.

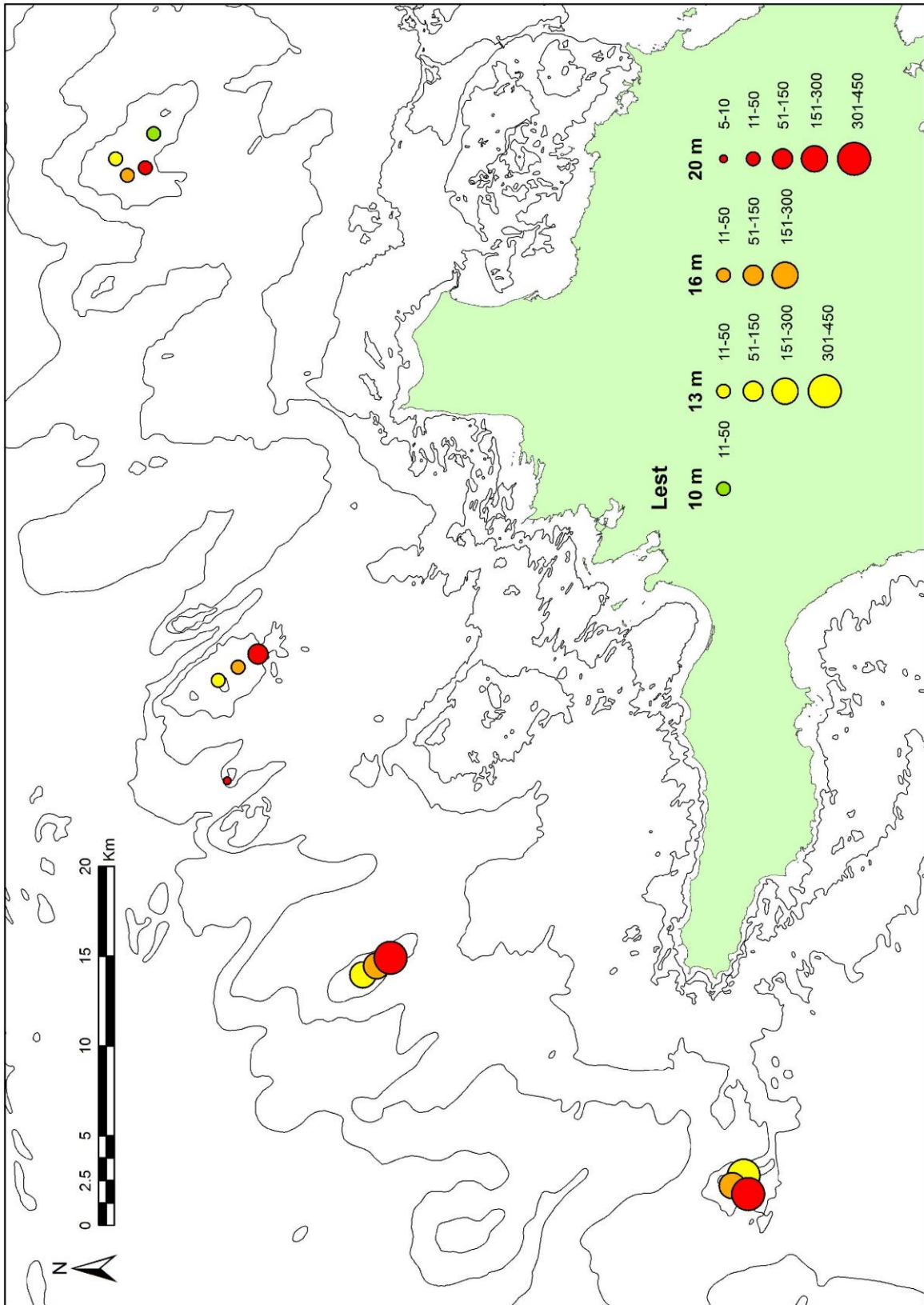
LIIK	ISENDITE ARV
LEST	3521
EMAKALA	339
TURSK	281
RÄIM	152
NOLGUS	150
KAMMELJAS	66
MERIPÜHVEL	22
MUST MUDIL	16
MERIVARBLANE	8
SUUR TOBIAS	8
AHVEN	3
MERIHÄRG	1
MERILEST	1
KOKKU	4568

3.2 Erinevate liikide biomass

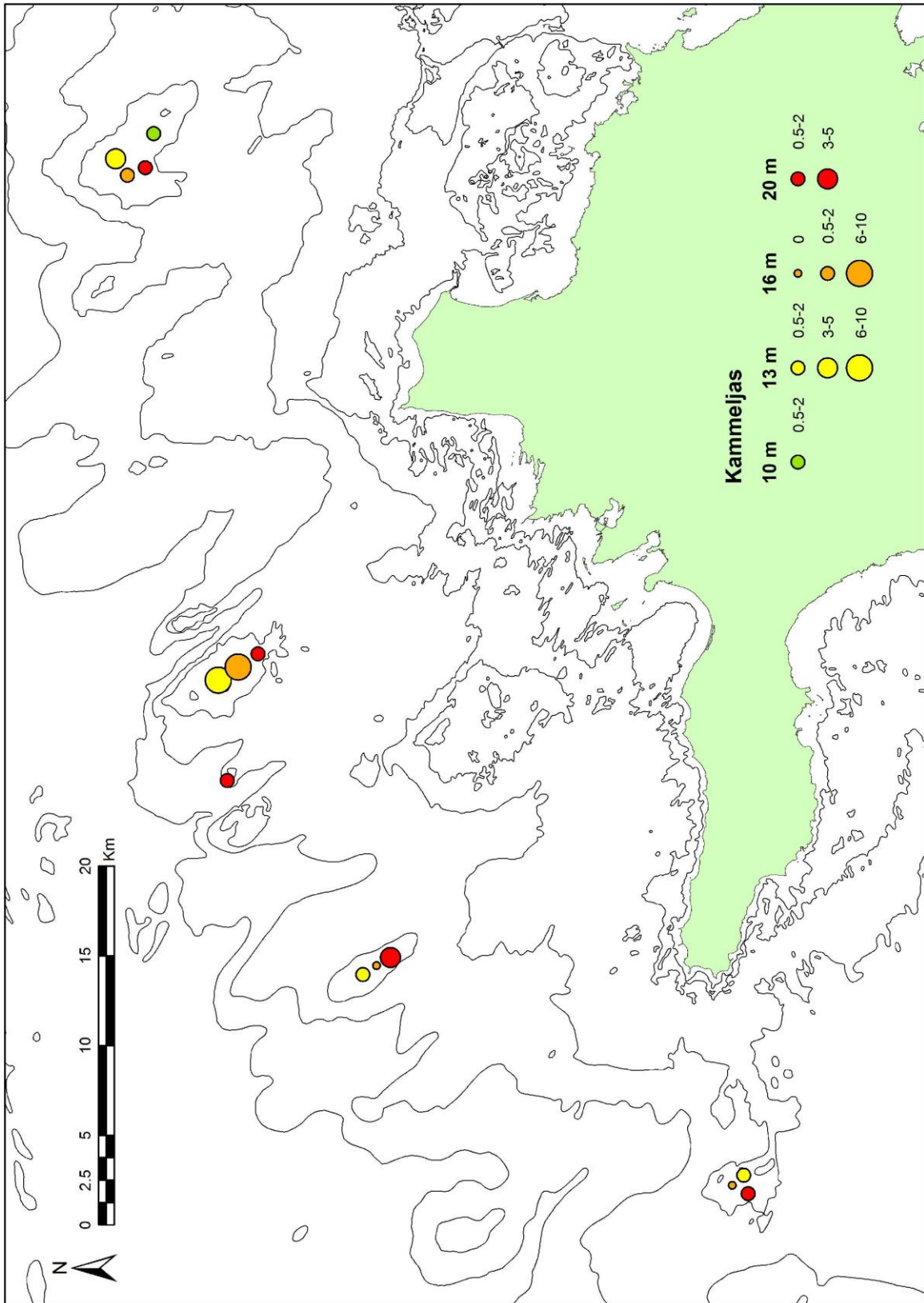
Kuna erinevate liikide keskmised kaalud on üsna erinevad, siis ei pruugi arvukuselt domineerivad liigid olla ka biomassis sama olulisel koha. Näiteks küllalt arvukad räim ja emakala on keskmiselt märgatavalt väiksemad kui tursad, lestad või nolgused.

Erinevate liikide osakaal madalikelt püütud kalade üldmassis on esitatud joonistel 10 - 14. Nagu selgub, oli kaaluliselt kõige olulisemaks liigiks kindlalt lest (domineeris neljal madalikul viiest), millele järgnesid tursk ja nolgus.

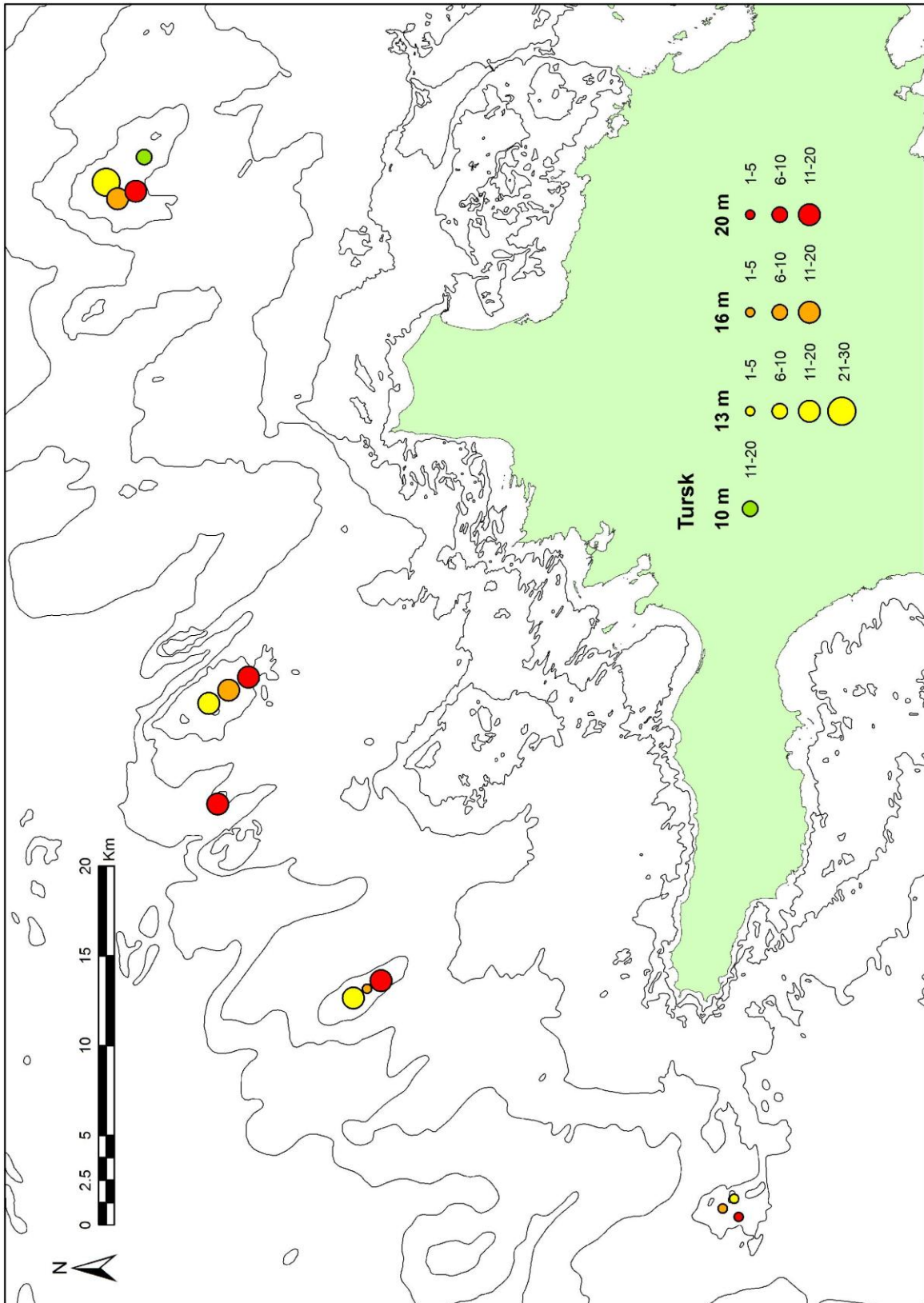
Lest, tursk ja nolgus moodustasid kõikide madalike puhul püütud kala üldkogusest vähemalt kolmveerandi. Nimetatud kolmele kõige olulisemale liigile järgnesid kammeljas ja emakala, kes olid siiski kaaluliselt juba märgatavalt vähemtähtsad. Erandina võib siin välja tuua Vinkovi madaliku, kus kammeljas oli kaaluliselt kolmandal kohal peale lesta ja turska.



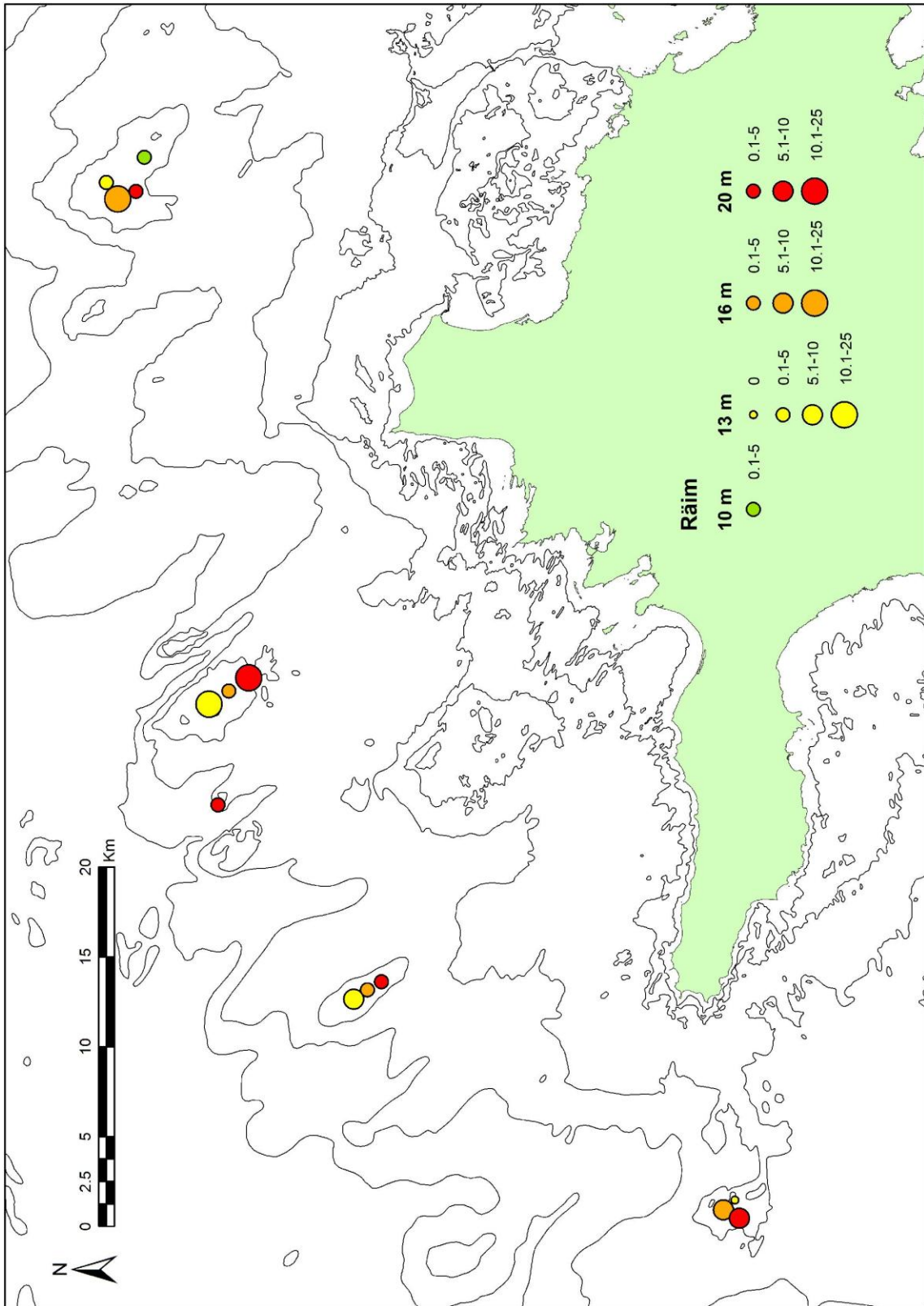
Joonis 2. Lesta saak püügihiku kohta.



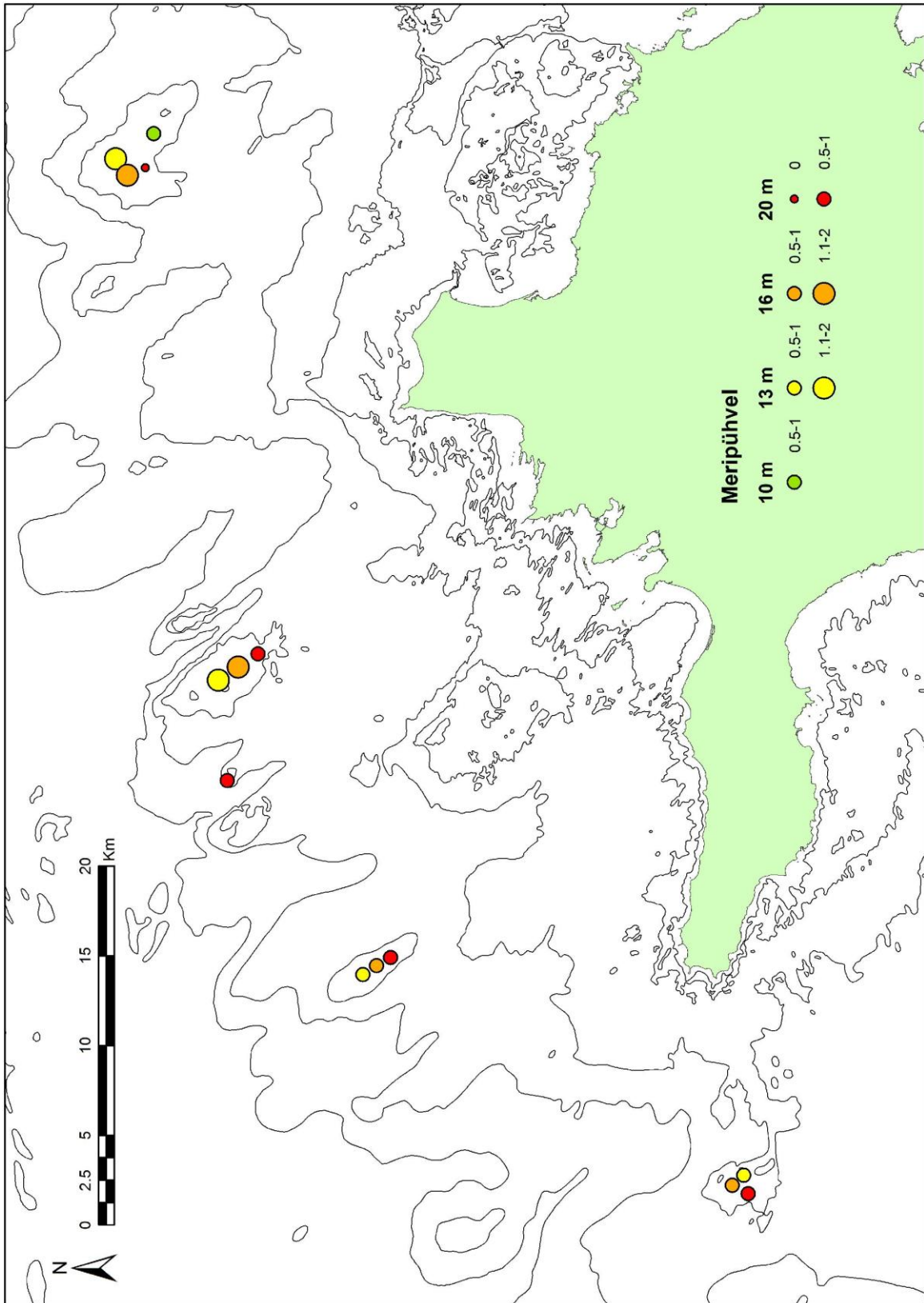
Joonis 3. Kammelja saak püügiühiku kohta



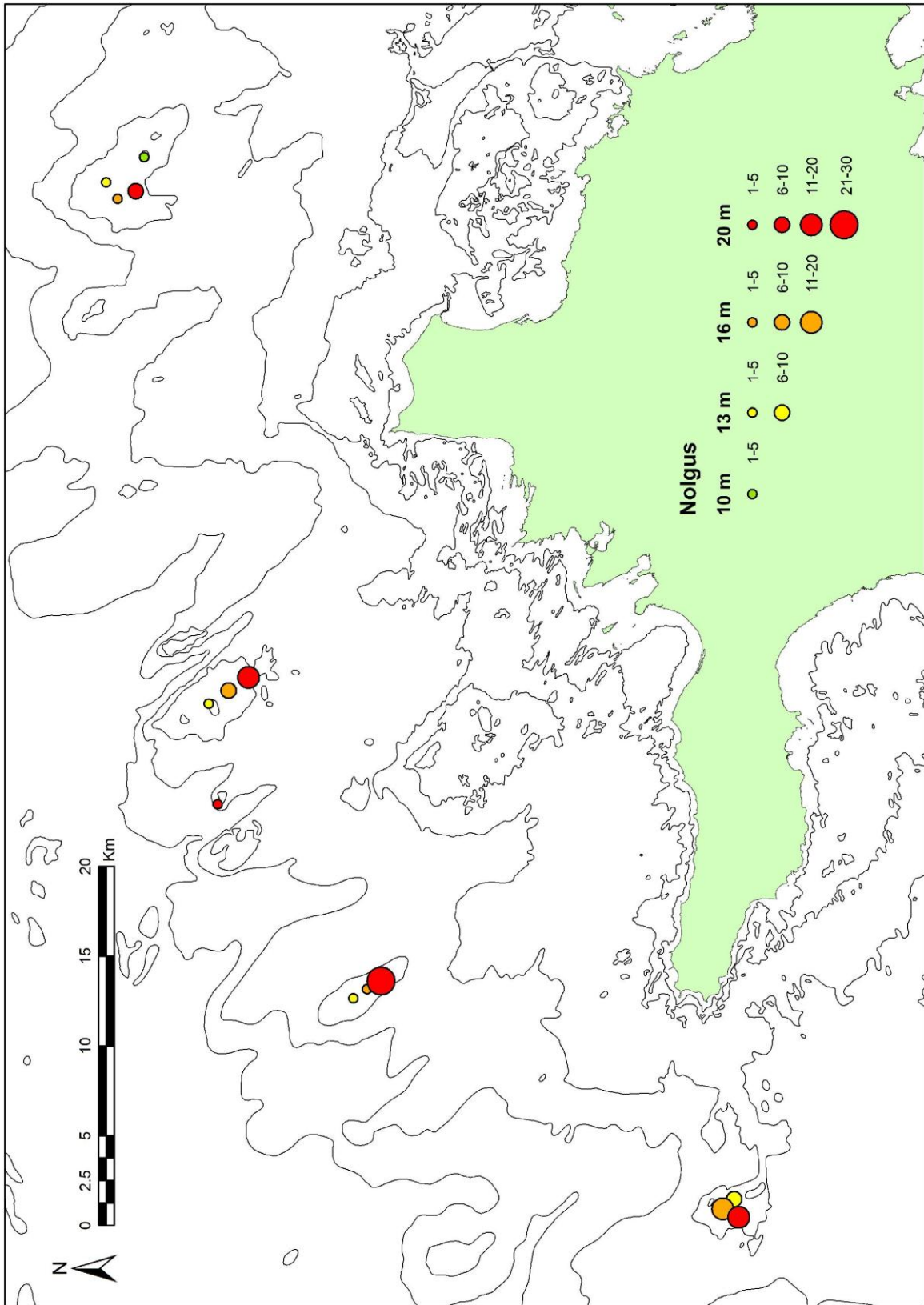
Joonis 4. Tursa saak püügiühiku kohta.



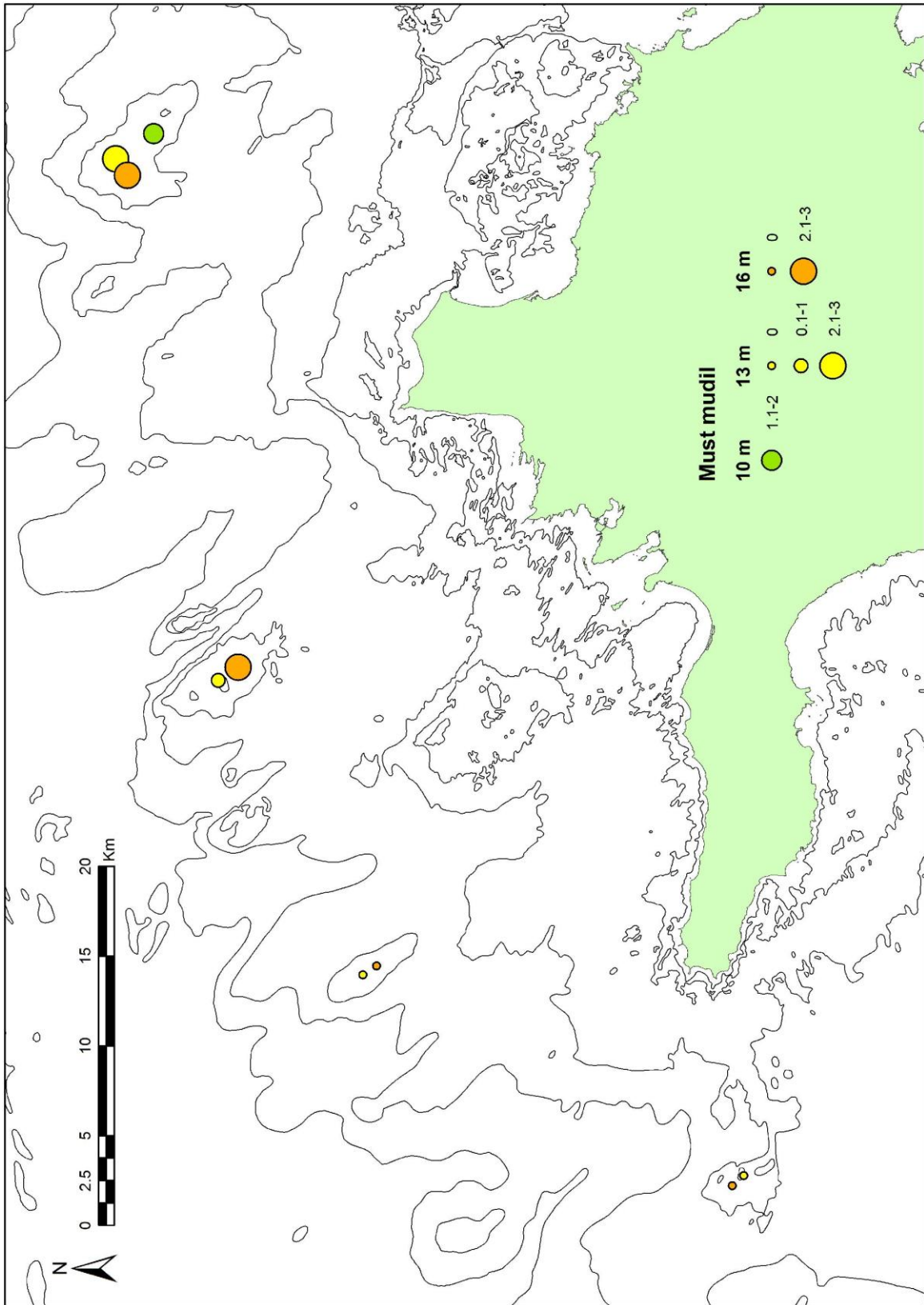
Joonis 5. Räime saak püügihiku kohta.



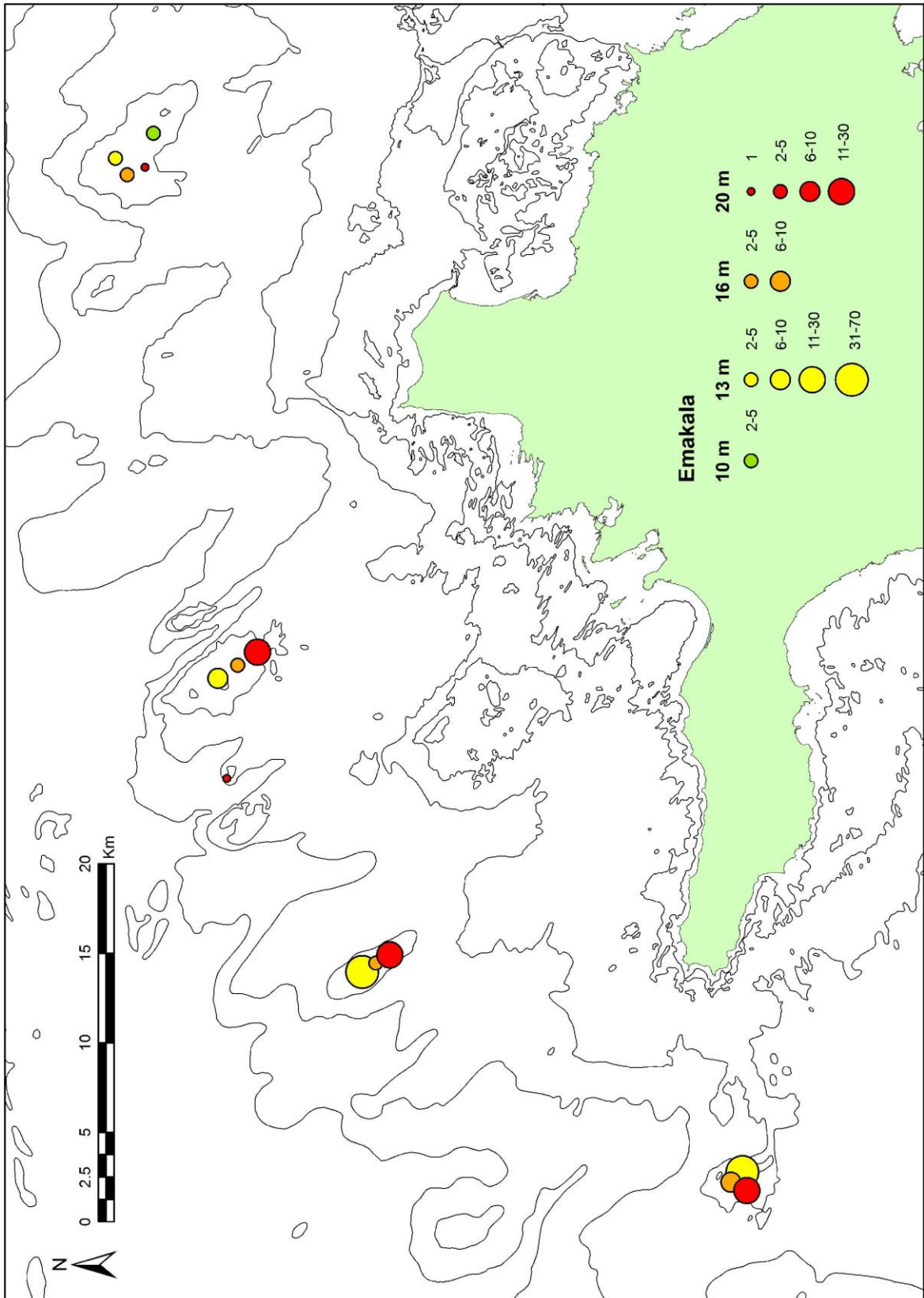
Joonis 6. Meripühvli saak püügiühiku kohta.



Joonis 7. Nolguse saak püügihüükohta



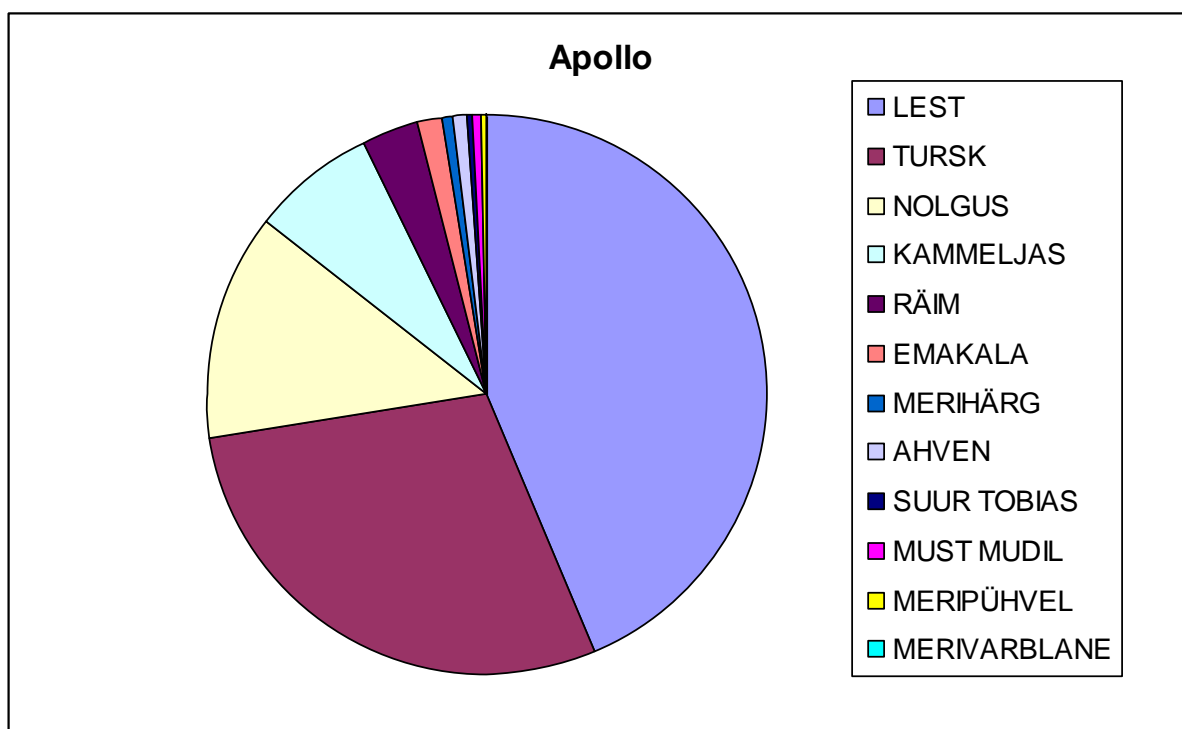
Joonis 8. Musta mudila saak püügiühiku kohta



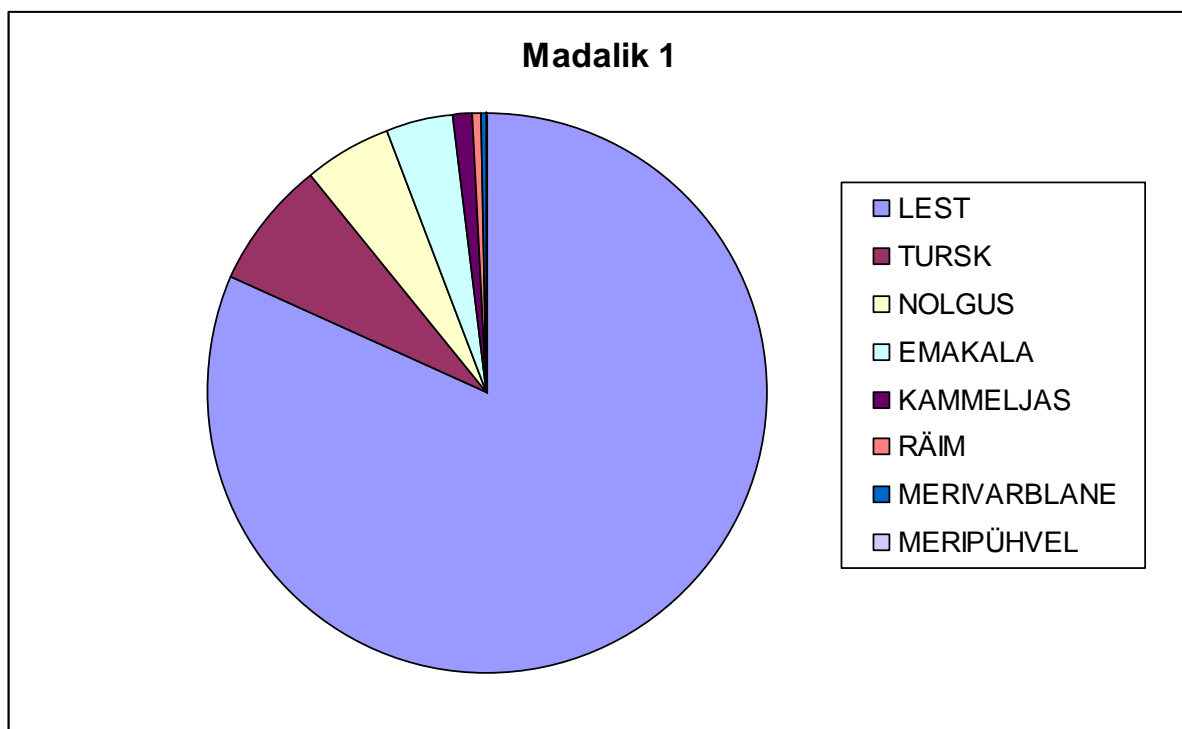
Joonis 9. Emakala saak püügihiku kohta.

Madaliku nimi	Sügavus	AHVEN	EMAKALA	KAMMELJAS	LEST	MERIHÄRG	MERILEST	MERIPÜHVEL	MERIPÜHVEL	MERIVARBLANE	MUST MUDIL	NOLGUS	RÄIM	SUUR TOBIAS	TURSK
Apollo madalik	10	0.5	2.0	0.5	14.0			0.5	1.0	1.0	1.5	2.5	3.0		12.0
	13	0.5	3.5	4.0	24.0			1.5			3.0	2.5	3.5		23.0
	16		3.0	2.0	27.0			2.0			3.0	3.0	22.0	1.0	13.0
	20		1.0	1.0	33.0	1.0						6.0	1.0	1.0	14.0
Madalik 1	13		61.0	2.0	203.5			1.0	1.0			3.0	8.0		14.5
	16		4.0		274.0			1.0				2.0	3.0		5.0
	20		14.0	3.0	433.0			1.0				22.0	1.0		15.0
Madalik 2	20		1.0	1.5	8.5			0.5				5.0	0.5		16.0
Neupokojevi madalik	13		37.5	1.5	406.0			0.5	1.0			7.5			3.5
	16		9.5		295.5			0.5	0.5			11.5	9.5		3.5
	20		20.0	0.5	336.5		0.5	0.5				15.0	9.5		4.0
Vinkovi madalik	13	1.0	7.3	10.0	22.3			1.3			0.3	1.7	10.3		17.3
	16		5.0	8.0	47.0			2.0			3.0	7.0	4.0		16.0
	20		21.0	2.0	64.0			1.0	1.0			11.0	22.0	6.0	11.0

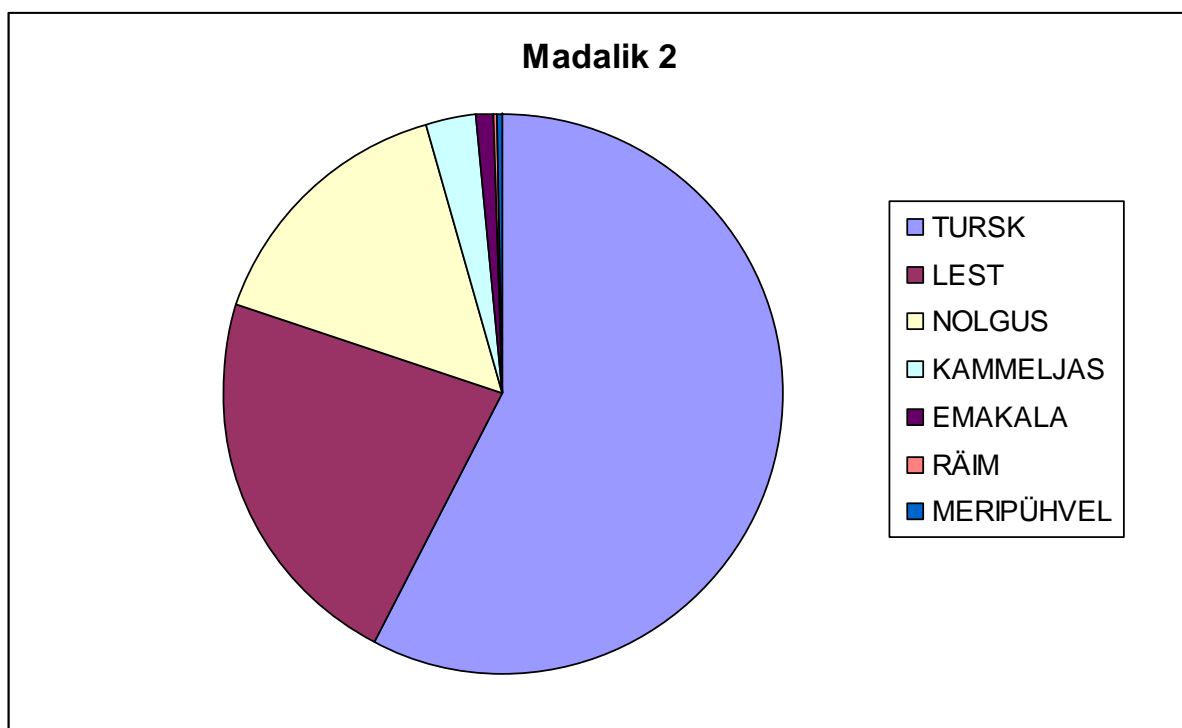
Tabel 3. Välitööde käigus tabatud kalade arvukus (CPUE, saak püügiühiku, s.t. ühe standardse võrgujada kohta) sügavustsoonide ja ja madalike kaupa.



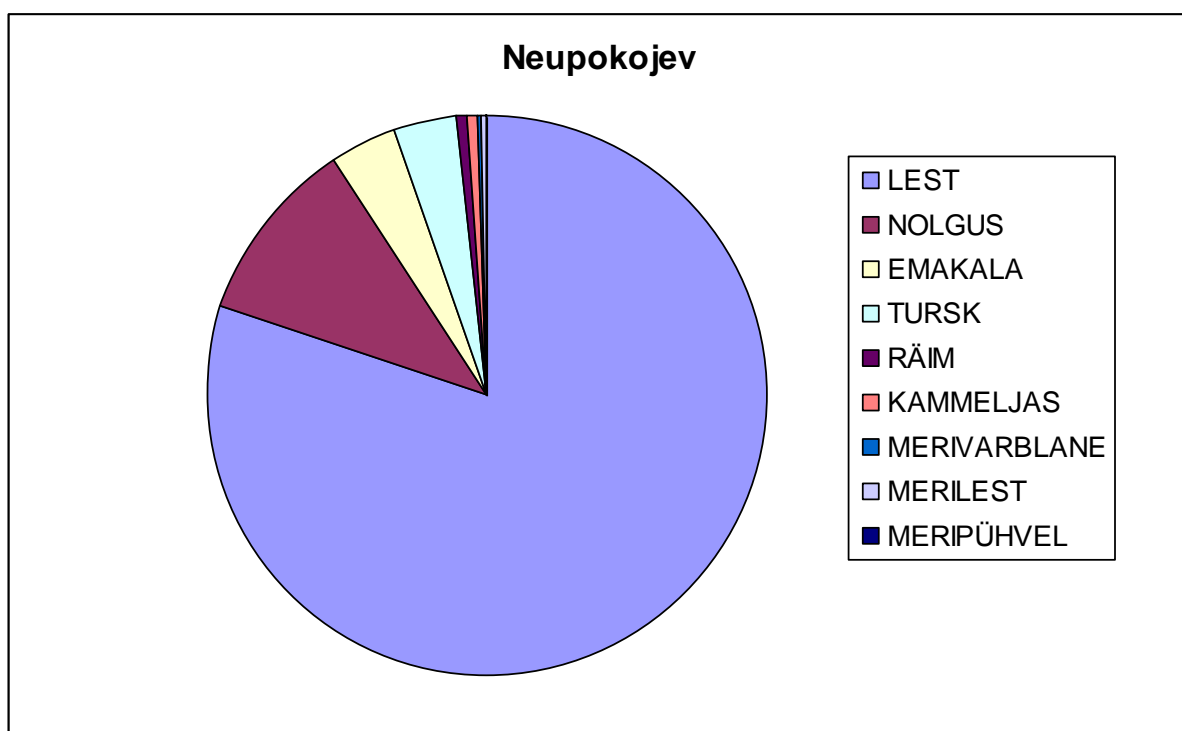
Joonis 10. Erinevate kalaliikide kaaluline osakaal üldsaagis Apollo madalikul läbi viidud püükides.



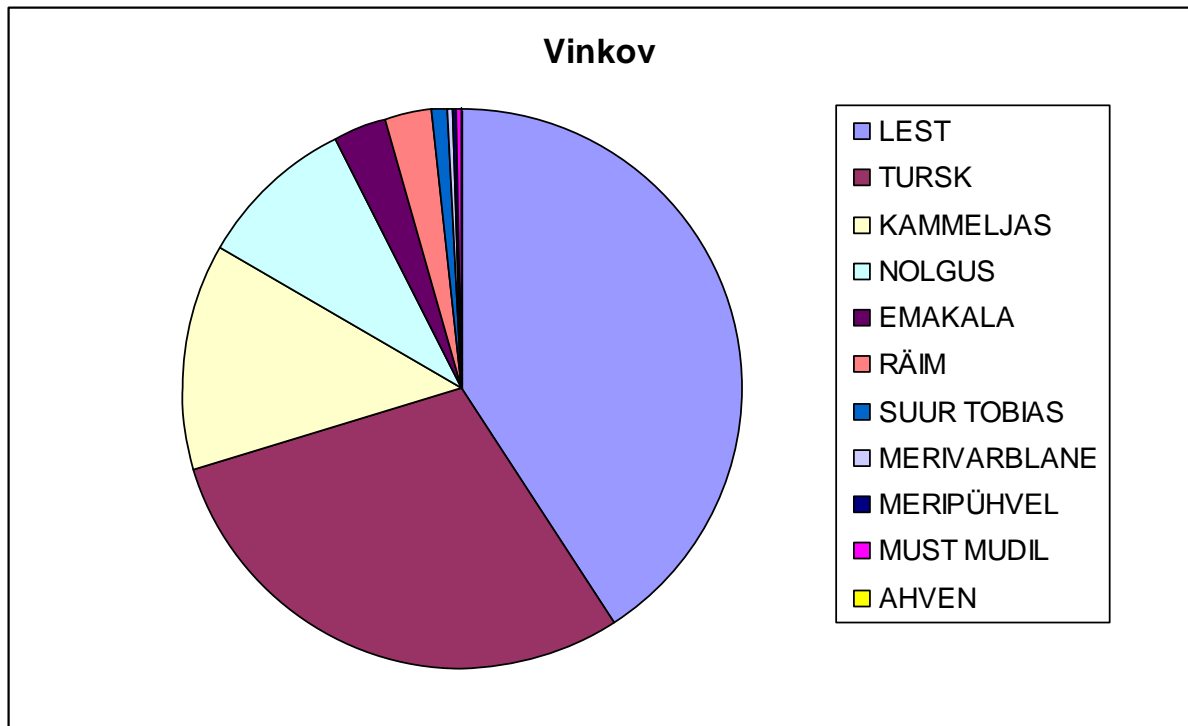
Joonis 11. Erinevate kalaliikide kaaluline osakaal üldsaagis Madalikul 1 läbi viidud püükides.



Joonis 12. Erinevate kalaliikide kaaluline osakaal üldsaagis Madalikul 2 läbi viidud püükides.



Joonis 13. Erinevate kalaliikide kaaluline osakaal üldsaagis Neupokojevi madalikul läbi viidud püükides.



Joonis 14. Erinevate kalaliikide kaaluline osakaal üldsaagis Vinkovi madalikul läbi viidud püükides.

4 Hiiumaa madalike kalastiku võrdlus mõnede teiste piirkondadega

Hiiumaa madalikele tuulepargi ehituse lubamiseks või mittelubamiseks on vaja kahte tüüpi informatsiooni. Esiteks peab olema ülevaade madalike kalafaunast – liigilisest koosseisust ja domineerivatest liikidest. Teiseks oleks vaja informatsiooni nende kalakoosluste unikaalsusest. Käesoleva uurimuse käigus läbi viidud välitööde tulemusena kujunes ülevaade kalafaunast. Ent kas on teada ka see, kui unikaalne see on?

Käesoleva uurimistöo jooksul koguti infot vaid uurimisala enda kohta. Samas kasutati meetodikat, mis on olnud kasutusel ka mujal. Seega on olemas võimalus hinnata uuritud piirkondade ainulaadsust. Tabelis 4 on esitatud liikide loetelu ning nende suhteline arvukus kolme avamereala kohta: käesoleva uuringu piirkond, Neugrund ja Gretagrund. Lisaks on toodud informatsioon ka kahe rannalähedase ala kohta, kus püüke on samuti tehtud kuni 20 m sügavusel: Osmussaare ja Ruhnu saare ümbrus. Põhimõtteliselt oleks soovitatav uurimispiirkonna kalastikku võrrelda veelgi enamate piirkondadega üle kogu Eesti rannamere, ent kahjuks niisuguseid andmeid Eestis praegu ei leidu. Põhimõtteliselt on olemas ka Küdema lahes läbi viidud seiretööde andmete aegread, ent kuna seal püütakse teistsuguse silmasammuga võrkudega, siis ei ole andmed kuigi hästi võrreldavad.

Kuna Hiiumaa madalikel oli võimalik püüda vaid nakkevõrkudega, siis on välja jäetud liigid, keda saarte ümbruse madalas vees tabati maimunoodaga. Samuti on välja jäetud räim. See liik on kindlasti arvukas kõikjal, kuid kuna tegemist on üldiselt pelaagilise eluviisiga liigiga, siis on tema esinemine põhjale asetatud võrkudes pigem juhusliku iseloomuga.

Alasid omavahel võrreldes selgub, et Hiiumaa lähedaste madalike kalastik sarnaneb kõige enam Neugrundile. Seda võiks ka oletada, sest Gretagrund asetseb geograafiliselt kaugel Liivi lahes ning Osmussaare ümbruses on olemas ka madalaveelised biotoobid.

Tabel 4. Viiest eri piirkonnast standardsete nakkevõrkudega saadud kalade võrdlev arvukus (esitatud on CPUE protsentides, s.t. iga piirkonna lõikes toodud numbrite summa on 100%). Välja on jäetud räim ja maimunoodaga saadud väikesemõõtmelised liigid.

LIIK	Hiiumaa madalikud	Neugrund	Gretagrund	Ruhnu ümbrus	Osmussaare ümbrus
AHVEN	0.07	1.64	0.89	2.14	1.40
EMAKALA	7.68	6.73	17.20	7.34	1.40
HÕBEKOGER			0.07	1.56	0.09
KAMMELJAS	1.49	0.36	0.15	0.29	0.26
KIISK		0.18	0.22	0.23	0.09
KOHA			0.07	0.06	
LEST	79.73	65.09	16.38	5.84	85.60
MERIFORELL				0.12	0.09
MERIHÄRG	0.02	0.36	5.86	3.35	0.09
MERILEST	0.02				
MERIPÜHVEL	0.50	1.27			0.87
MERISIIG		9.82	11.56	5.20	0.70
MERITINT		1.27	44.11	60.00	1.05
MERIVARBLANE	0.18	2.18	0.07		1.13
MUST MUDIL	0.36	1.82	0.15	0.06	0.61
NOLGUS	3.40	1.64	2.15	0.98	1.22
PULLUKALA		0.18	0.07		0.09
RAUDKIISK					0.17
RÜNT				11.04	
SUURTOBIAS	0.18	0.55		0.06	0.09
SÄRG				0.52	
TURSK	6.36	6.91	0.96	0.52	4.97
VIIDIKAS				0.64	
VIMB			0.07	0.06	
VÖLDAS					0.09

5 Kas välitööde käigus jäi osa kalaliike tabamata?

Inventeerimine ehk mingi piirkonna mingi elustikurühma ülevaatenimestiku koostamine on oma olemuselt töömahukas ning alati on olemas võimalus, et mõni vähearvukas liik jääb registreerimata. Võrreldes näiteks taimede või imetajate-lindude inventeerimisega on kaladega seotud tööd üldiselt veelgi töömahukamad: selleks on reeglina vaja 5-10 inimest ning kalapüüke tuleb läbi viia mitme öö jooksul piisava hulga piisavalt mitteselektiivsete püügivahendiga.

Kalastiku uuringute puhul on põhiprobleemiks meetod. Kui enamikke elustiku rühmi (imetajad, linnud, taimed) saavad uurijad üldiselt vaadelda otseselt, siis kalade puhul on isendid vaja enne kinni püüda. Seega on esimene probleem püügivahendi selektiivsus. Pole olemas täiesti mitteselektiivseid kalapüügivahendeid, s.t. selliseid mis püüaks kõiki veekogus olevaid kalasid just selles proportsioonis milles nad looduses esinevad. Niisiis on

katsepüükide tulemused alati mingi määral „moonutatud”. Teine probleem on selles, et mingi pidevalt domineeriv või siis mingil aastaajal väga arvukas kalaliik (näiteks lest, räim või meritint kudemise ajal) „ummistab” kiiresti seirevõrgud ning muudab vähearvukate kalaliikide tabamise seega raskeks. Niisiis võib tuua sellise võrdluse, et kui merelabel toituvas suures pardiparves on ornitoloogil võimalik hea optikaga varustatult tähelepanelikult vaadeldes eristada ka väga vähearvuka liigi ühte isendit (mida sageli hõlbustab veelgi näiteks erinev värvus), siis kalastiku uuringu puhul on see üks isend vaja eelnevalt kinni püüda – aga arvuka liigi isendid muudavad selle vahel sisuliselt võimatuks.

Käesolevas uuringus kasutati nakkevõrkude komplekti silmasuurusega 14 mm – 60 mm. Täpselt sellised on kasutusel ka enamikes rannakalastiku seirepüükides ning senini Eestis läbi viidud meremadalike uuringutes. Seega on alust arvata, et selektiivsus ei olnud probleem ning kasutatud võrgud ei suutnud tabada vaid väga väikeseid või väga suuri kalasid. Viimaste hulka võiksid kuuluda vaid tursk, kammeljas ja lõhi. Kaks esimest neist esinesid siiski püükides. Kokkuvõtteks, kasutatud meetod oli piisavalt mitteselektiivne ja jälgis selles osas täielikult levinumaid võrgupüükide metoodikaid (näit Thoresson, G. 1996. Guidelines for coastal monitoring. Kustrapport 1: 1-35).

Välitööde jaoks valiti kõige sobivam aeg. Samas tuleb siiski tõdeda, et käesoleva uuringu finantsvõimaluste tõttu ei olnud võimalik katsepüüke läbi viia pika ajaperioodi jooksul (ideaalis võiksid uuringud ju toimuda aastaringsest), mis on selliste tööde puhul muidugi väga tüüpiline kitsaskoht. Niisiis on igati mõistlik esitada küsimus, kas uuritud Hiiumaa lähedastel madalikel jäi mõni seal tegelikult elutsev kalaliik tabamata. Vastus sellele küsimusele on pigem jaatav kui eitav.

Kõigepealt, uuringute teravik oli suunatud põhjalähedase eluviisiga kaladele, kes on piirkonna elupaikadega tihedamalt seotud. Just sellised kalad võivad tuuleparkide rajamise tõttu kõige enam kannatada, sest nende põhjalähedase elupaiga struktuuri asutakse muutma.

Pole kahtlust, et kõnealuste madalike piirkonnas (ent peamiselt pelagiaalis) on arvukalt **kilu**.

Sama tõenäoline on, et uuritud madalikel leidub aegajalt **merisiiga**, **lõhi** ja **tuulehaugi**. Eesti rannikuvetes leiduvad siiad võib Aare Verliini magistriltöö (Aare Verliin, magistriväitekiri: „Merisiig Eesti rannikumeres: vormid, kasv, toitumine, viljakus” Tartu, 2002) järgi jaotada nelja vormi:

- Vorm 1. Hõredapiiline mereskudiv siig.
- Vorm 2. Soome lahe tihedamapiiline jõeskudiv siig.
- Vorm 3. Pärnu jões kudiv hõredapiiline siirdesiig
- Vorm 4. Liivi lahe tihedamapiiline mereskudiv siig.

Varem oli vorm 1 tavaline ja arvukas mitmel pool meres: Liivi lahe keskosas (Ruhnu) ja Saaremaa rannikul, Saaremaa läänerannikul (olulised kudemisalad paiknesid Kuusnõmme ja Kihelkonna lahes), Väinameres ning ilmselt vähem arvukas Soome lahes. Tänapäevaks on selle siivormi arvukus oluliselt kahanenud. Enamus TÜ Eesti Mereinstituudi poolt viimasel kümnendil tabatud ja analüüsitud siigu on kuulunud vormi 2. Teoreetiliselt võivad Hiiumaa madalike piirkonnas esinedagi eeskätt vorm 1 ja 2. Vormi 3 ja 4 leidumine on üsna vähetõenäoline. Vorm 2 koeb magevees ning kuigi ta võib uurimispiirkonnas esineda, ei saa see olla tema elutsükli jaoks oluline piirkond. Kõik kasutada olevad andmed vormi 1 kohta viitavad sellele, et kuigi tegemist on meres ja ka meremadalikel kudeva vormiga (koeb näiteks Gretagrundil), ei ole Hiiumaa-lähedased madalikud selle siia jaoks kuigi olulised.

Igasugused andmed sigimise kohta selles piirkonnas puuduvad ning ka käesoleva uurimistöö käigus ei tabatud ühtegi isendit (samasuguse metoodikaga Neugrundil ja Gretagrundil läbi viidud tööde käigus saadi vastavalt umbes 60 ja 150 isendit).

Lõhi koeb Eestis vaid üksikutes jõgedes (Hiiumaal kudejõed puuduvad ja seega on uurimisalale lähim kudejõgi Vasalemma Loode-Eestis), mistõttu see liik ei ole Hiiumaa madalikega elupaikade mõttes kuigi oluliselt seotud. Tuulehaugi võib Eestis kohata vaid suhteliselt lühikese kudeperioodi jooksul mais-juunis. Tuulehaug on peamiselt pinnalähedase eluviisiga kalaliik, mistõttu tema puudumine põhjalähedases veekihis on normaalne. Kuna tuulehaug on arvukas nii Väinameres kui ka Soome lahes, siis on tema ajutine (eeskätt rändeagne) esinemine Hiiumaa madalike vetes väga usutav. Samas puuduvad andmed, et tuulehaug koeks kõnealustel madalikel, mis on ilmselt liiga sügavad. Tuulehaug koeb Eestis üldiselt põhjalähedasele taimestikule (Mikelsaar 1984; Ojaveer & Järv 2003). Välitööde läbiviimise aeg oli tuulehaugi tabamiseks üldiselt soodne. Kuna ühtegi isendit põhjalähedastest veekihtidest ei püütud, kinnitavad käesoleva uuringu tulemused varasemaid oletusi – tegemist ei ole tuulehaugi jaoks oluliste kudealadega.

TÜ Eesti Mereinstituudi varasemate andmete järgi on Vinkovi madalikult varem püütud ka **pullukala**, kes tõenäoliselt esineb piirkonnas vähearvukalt ka praegu. Kuna analoogse metoodikaga püüdes tabati pullukala nii Gretagrundilt kui Neugrundilt, näib aga siiski, et liik ei saa uuritud piirkonnas olla arvukas.

Lisaks eeltoodutele võib Hiiumaa madalike piirkonnast ilmselt juhuslikult leida **jõesilmu**, kes mere-elu perioodil on pelaagilise eluviisiga ja lisaks nakkevõrkudesse üsna harva takerdub sõõrsuude klassi esindaja. Võimalik on ka tagasirändele Sargasso merre asunud **angerjate** esinemine. Väikeste mõõtmetega kalade hulgast (kes reeglina nakkevõrkudesse ei takerdu) võiks oletada, **väikese mudila**, **pisimudila**, **madunõela** ja **merinõela** esinemist.

Mõningatel Eesti meremadalikel on TÜ Eesti Mereinstituudi varasemate välitööde käigus tabatud **võldast** – nii otseselt nakkevõrkudega kui ka röövtoiduliste kalade (tursk) toidus. Kuna võldas asustab siiski valdavalt väiksemaid sügavusi ja eelistab kruusasemat biotoopi, siis saab seda liiki kõnealustel madalikel pidada pigem juhuslikuks esinejaks, kelle Eesti asurkonnale piirkond olulist tähtsust omada ei saa.

Kokkuvõtteks, lisaks tabatud 13 liigile võib Hiiumaa madalike vetes eeldada veel suurusjärgus 10 – 15 kalaliigi rohkem või vähem regulaarset esinemist, kellest kõige tõenäolisemad on ülal esitatud arutluses nimetatud. Samas, tuleb tõdeda et kõnealused liigid ei ole piirkonnas kindlasti arvukad, veel vähem domineerivad. Erandiks on muidugi pelaagilise eluviisiga kilu, ent see liik ei ole põhjaelupaikadega (mis võiksid tuuleparkide rajamise käigus mõjutatud saada) kuigi tihedalt seotud. Põhjaelupaikadega ongi ülal toodud hüpoteetilises loetelus seotud vaid pullukala ning väikeste kehamõõtmetega pisimudil, väike mudil, madunõel ja merinõel; viimased on Eesti rannavetes valdavalt väga arvukad (Imre Taal, avaldamata andmed) ning ei oma seega looduskaitsest aspektist vaadeldes erilist tähtsust.

Kokkuvõtteks, käesolevas aruandes esitatud kalastiku ülevaade annab kindlasti ettekujutuse piirkonna tavalistest ja tüüpilisematest liikidest. Samuti võib seda kindlasti pidada ammendavaks kui alust looduskaitseliste otsuste tegemiseks.

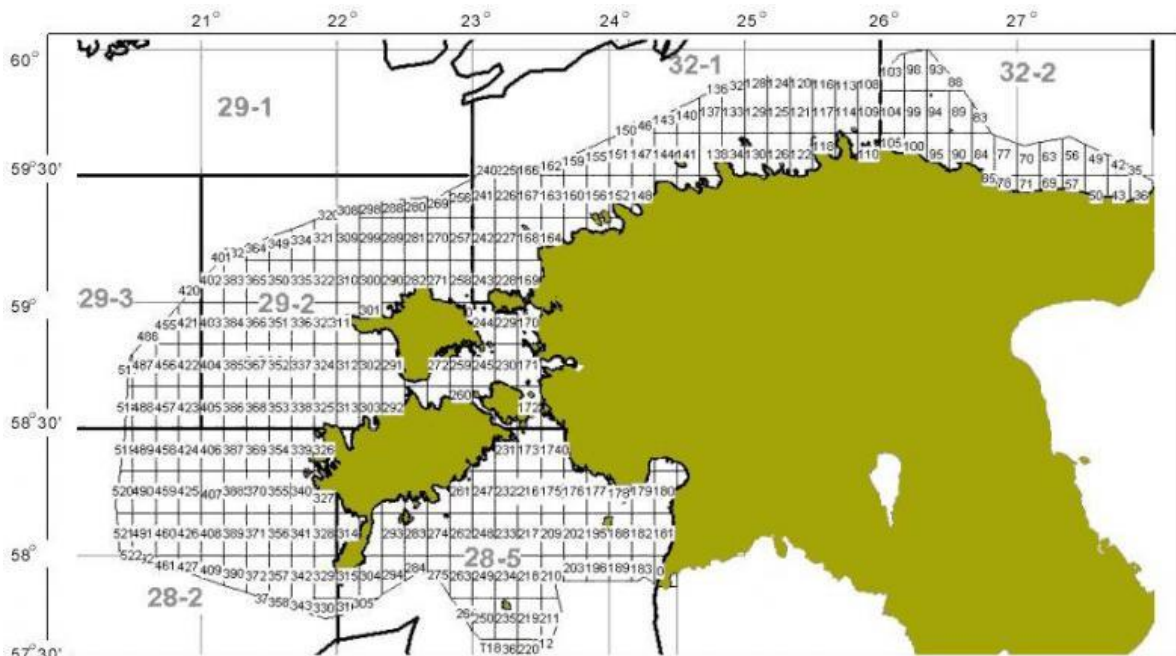
6 Hiiumaa madalikele tuulepargi rajamise potentsiaalne mõju kalandusele

Käesoleva uuringu eesmärgiks oli Hiiumaa lähedaste madalike kalastiku inventuur. Niisiis oli rõhuasetus selgelt ihtioloogiline ning töö annab aluse järgmiste otsuste tegemiseks: „kas rajatav tuulepark ohustab oluliselt mõnda looduskaitsele või kalanduslikult olulist kalaliiki või mitte?”

Lisaks ihtioloogilisele aspektile kerkib tuuleparkide rajamisega üles aga ka kalanduslik aspekt. Selle detailne analüüs ei olnud käesoleva uuringu lähteülesannete hulgas, kuna enamus vajalikke algandmed ei ole kättesaadavad. Näiteks traalpüügid registreeritakse niivõrd suurte ruutude kaupa, et uurimisaluste madalike osatähtsust ei ole võimalik hinnata. Siiski leidsid autorid vajaliku olevat teemal peatuda ning analüüsida seda kasutades kogu kättesaadavat andmestikku. Eesti kalandus jaguneb põhimõtteliselt kaheks: valdavalt passiivsete kalapüünistega (võrgud, mõrrad jt.) läbiviidav nn. rannakalandus ja traalpüünistega teostatav traalpüük. Vaatleme neid eraldi.

6.1 Rannapüük

Eesti Kalanduse Infosüsteemis talletatakse elektrooniliselt kõik rannakalurite registreeritud püügid kindla väikeruutude süsteemi alusel. Väikeruutude võrgustik on esitatud joonisel 15 ning püügiandmed on kättesaadavad ajavahemiku 2006 – 2007 kohta (varasemad andmed ei ole digitaliseeritud ja 2008 ei ole aruande kirjutamise ajal veel kättesaadav).



Joonis 15. Eesti Kalanduse Infosüsteemi väikeruutude võrgustik

Püügiaruutude piirid on paraku koordinaatide osas täpselt defineerimata ning kaluritega läbi viidud küsitlused näitavad, et nad täidavad sageli vastava lahtri oma „paremale äratundmisele” tuginedes. Uuritud madalikele vastavad järgmised püügiaruudud: Neupokojevi madalik – 323; Madalik 1 – 310; Madalik 2 – 299; Vinkovi madalik – 289; Apollo madalik 257 ja 270.

Püügiruutudes 257, 270, 299 ja 323 Kalanduse Infosüsteemis aastal 2006 saagid puuduvad.

Ruudu 310 kohta on järgmised andmed:

Püügivahend kalaliik	Lest	Meriforell	Merisiig	Tursk
nakkevõrk silmasuurusega 48-72 mm	133		2.2	
nakkevõrk silmasuurusega 73-120 mm	166	26	10	1
Kokku	299	26	12.2	1

Aastast 2007 on ruudu 310 kohta järgmised andmed:

Püügivahend kalaliik	Ahven	Lest	Meriforell	Merisiig
nakkevõrk silmasuurusega 73-120 mm	1	330	11.2	11
põhjanoot ehk mutnik		200		
kokku	1	530	11.2	11

Aastal 2007 on püügid registreeritud ka ruudus 270:

Püügivahend kalaliik	Lest
nakkevõrk silmasuurusega 73-120 mm	5

Nagu näitab ülal toodud statistika, on püügid sisuliselt aset leidnud vaid ruudus 310. Ruudus 270 on kahe aasta jooksul püüdnud ilmselt vaid üks kalur ühel korral. Kuna püügiruut 310 on tunduvalt suurem kui sinna jääv Madalik nr 1, ei saa ka seda madalikku kuidagi pidada rannakalurite jaoks oluliseks püügikohaks.

Kokkuvõtteks võib öelda, et tuuleparkide jaoks planeeritavatel madalikel ei ole rannakalurite jaoks olulist tähtsust. Ainukeseks erandiks võib olla Madalik 1, kuid käesoleva aruande kirjutamise ajaks on saanud selgeks, et sinna Eesti Piirivalve vastuseisu tõttu tuuleparki ilmselt nagunii ehitada ei saa.

6.2 Traalpäük

Hiiumaa on Eesti avamerepüügi (traalpäügi) seisukohast vaadeldes üks olulisemaid maakondi. Ka kalanduse kui töödaja osatähtsus on selles maakonnas Eesti kõrgeim. Traalpäük toimub vastavalt seadusandlusele ainult neil merealadel, mis on sügavamad kui 20 meetrit. See sügavus vastab aga praeguse seisukoha järgi ligikaudselt tuulikute paigutamise piirsügavusele. Niisiis ei ole kitsamas mõttes probleem kuigi suur.

Tegelikkuses on aga probleem täiesti olemas. Tuulikud võivad siiski hakata oluliselt kitsendama laevade liikumist püügirajooni ja sealt tagasi. Juhul kui tuulikuid hakatakse ikkagi ka sügavamasse vette paigaldama, siis tekib ka otsene konflikt. Teiseks probleemiks on erinevaid tuulepargi osasid (s.t. erinevaid madalikke) ning tuuleparki maismaaga ühendavad elektrikaablid. Juhul kui kasutatakse põhja peale (ja mitte põhja sisse) asetatavaid kaableid, siis võib vajalikuks osutuda traalpäügi sulgemine mõnes piirkonnas.

6.3 Kokkuvõte: tuulepargi potentsiaalne mõju kalapüügile

Kokkuvõtteks võib Hiiumaa-lähedastele madalikele tuulepargi rajamise potentsiaalse mõju kalandusele võtta kokku järgnevalt. Rannapüügile on mõju otseselt sisuliselt olematu, s.t. kalurite traditsioonilistel püügi-aladel mingeid täiendavaid piiranguid tuulepargi rajamine kaasa ei too. Samas võib tuulepargi rajamine mõjutada lesta koelmuid ja seega negatiivselt

lesta populatsiooni. Kõnealune mõju sõltub tuulepargi rajamise detailidest, s.t. kasutatavatest tehnilistest lahendustest. Juhul kui kasutusele võetakse kõige keskkonnasõbralikumad lahendused, näiteks väga väikest elektromagnetvälja genereerivad kaablid (vt. peatükk „Avamere tuuleparkide potentsiaalne mõju kalastikule – kirjanduse ülevaade”), siis on mõju üsnagi tagasihoidlik.

Traalpüügi osas võib tuulepargi negatiivne mõju kalandusele avalduda mitte niivõrd mõjus kalavarule (nagu rannakalanduse puhul), vaid otseses mõjus kalapüügioperatsioonide läbiviimisele. Niikaua kui puudub täpne lõplik plaan rajatavate konstruktsioonide osas (ning ei ole teada kas laevadele seatakse ruumilised kalapüügipiirangud), ei ole aga kahju suurust võimalik välja arvutada. Juhul kui niisugused andmed saavad kord kättesaadavaks, siis on nimetatud kalkulatsioonide läbiviimise vältimatuks eelduseks samuti ka koostöö kalapüügiettevõtetega, sest traalpüügis kõige enam kasutatud piirkondade täpsed koordinaadid on teada vaid püüdjatele endile.

7 Avamere tuuleparkide potentsiaalne mõju kalastikule – kirjanduse ülevaade

Käesolevas alapeatükis on kasutatud iseseisvat jooniste ja tabelite numeratsiooni.

Eesti merealadele ehitatavate avamere tuuleparkide mõjusid kalastikule saab täpselt ja otseselt hinnata alles pärast nende rajamist. Küll on aga võimalik tänaseks juba rajatud tuuleparkidel läbi viidud uuringute alusel anda suhteliselt adekvaatne prognoos, kuidas ehitus- ja operatsioonifaas võiksid mõjutada näiteks Hiiumaa-lähedaste madalike või Neugrundi kalastikku. Käesolevas aruande alajaotuses antakse ülevaade avamere tuuleparkide mõjust kalastikule tuginedes selleteemalisele teaduskirjandusele. Tuleb tõdeda, et suurem osa kättesaadavat kirjandust on aruannete ja raportite tüüpi. Seega on nad vaid autoritepoolsete arvamuste kogum, mis ei ole enne avaldamist läbinud teadusajakirjadele tüüpilist retsenseerimistsükli. Kahjuks ei olnud aga kuidagi võimalik käesolevat ülevaadet koostada vaid teadusajakirjades avaldatud artiklitele toetudes – nende hulk on paraku selleks veel liiga väike.

Enne kui asuda Eesti vetesse potentsiaalselt rajatavate tuuleparkide mõju prognoosima tuleb rõhutada, et käsitletav teema on väga uus ning seetõttu ei ole tuuleparkide mõju kohta veel kuigi palju materjali. Esimene avamere tuulepark maailmas rajati alles aastal 1991 ja seega on kogu olemasolev informatsioon alles väga esialgne ning selle käsitlemisel tuleb olla äärmiselt ettevaatlik. Enamik tuuleparkide ja kalade suhet analüüsivaid artikleid, aruandeid ja uuringuid lõppevadki enamasti tõdemusega, milles rõhutatakse saadud andmete puudulikkust ja ohtu nende ülekandmisel teistesse oludesse. Niisiis on olemas suur vajadus täiendavate, täpsemate ja paremini kontrollitud tingimustega uuringute järele.

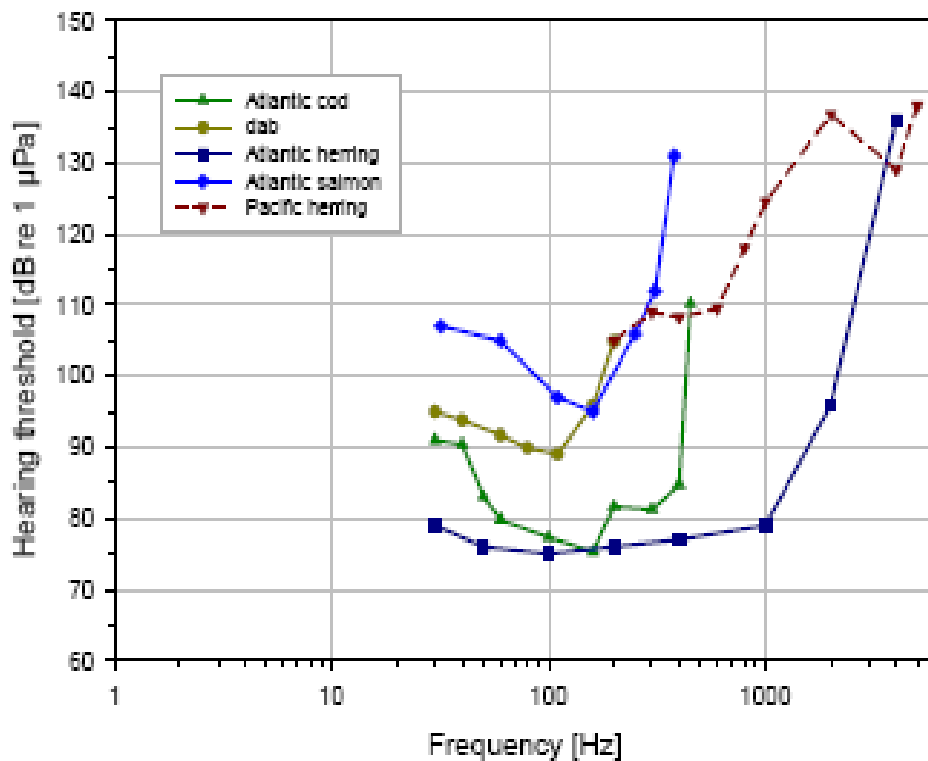
Järgnevalt analüüsitakse kõiki senini teada olevaid avamere tuuleparkide rajamise ja opereerimisega seotud olevaid mõjusid kalastikule.

7.1 Avamere tuulepargiga seotud müra mõju kaladele

Avamere tuuleparkide poolt tekitatava müra mõju mereimetajatele ja lindudele on uuritud suhteliselt palju (Zucco & Merck 2004; Hastings & Popper 2005). Müra mõjust kaladele on

aga palju vähem teada ning siiani on erinevate autorite ja erinevate tööde järeldused küllaltki erinevad, s.t. tulemused varieeruvad tugevasti (Hastings & Popper 2005). Siiski on leitud, et vähemalt ehitusfaas mõjutab märkimisväärselt näiteks lõhet, turska ja lestalisi (Nedwell et al. 2003a). Samuti arvatakse, et heeringas ja tursk kuulevad töömüra mitme kilomeetri kaugusele ja et see võib summutada nende potentsiaalseid kommunikatiivseid signaale (Wahlberg & Westerberg 2005).

Sageli on raske üldistada spetsiifilises või fundamentaalses uuringus saadud tulemusi nii, et need kehtiksid erinevatel tingimustel. Seda tingib ka põhimõtteline asjaolu, et eri liikide kuulmissüsteemid on erinevad, niisamuti erinevad heli stiimulite füüsikalised omadused. Praeguseks ajaks lubavad kogutud andmed anda vaid esialgse hinnangu sellele, kuidas mõjutab kalu tuulepargist tekkiv müra. Tuleb olla väga hoolikas olemasolevate andmete ekstrapoleerimisega teistele liikidele ja helitasemetele ning samuti tuleb alati arvestada erinevaid keskkonnalisi ja käitumuslikke kontekste.



Joonis 7. Audiogrammid liikidele Atlandi lõhe (Atlantic salmon) (Hawkins & Johnstone 1978), Atlandi tursk (Atlantic cod) (Chapman & Hawkins 1973), Atlandi heeringas (Atlantic herring) (Enger 1967) ja soomuslest (dab) (Chapman & Sand 1974). Võrdlusmomendi tekitamiseks on lisatud veel Vaikse ookeani heeringas (Pacific herring, *Clupea pallasii*), kes on tundetu ultrahelile (Mann et al. 2005). X-teljel on indutseeritud heli sagedus hertsides. Y-teljel on toodud kuulmislävi detsibellides (Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, 2006).

7.1.1 Müra liigid

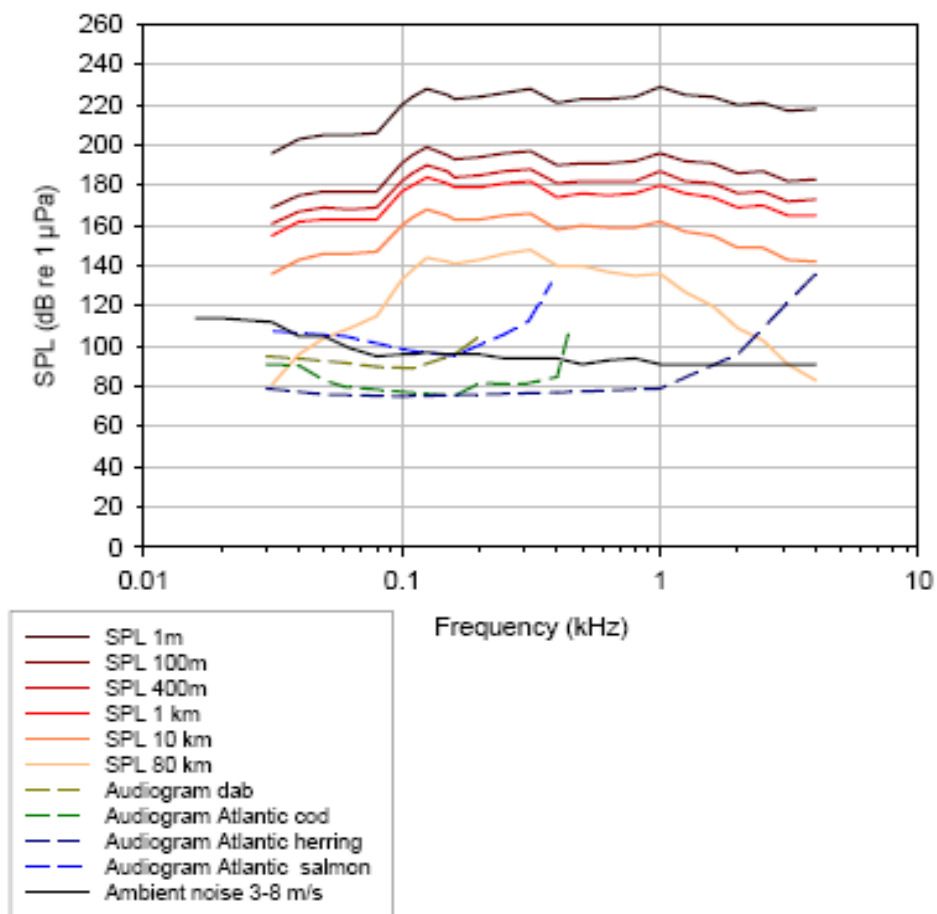
Avamere tuuleparkidega seotud müra saab jagada neljaks üsna selgelt eristuvaks liigiks: ehitus-, töö-, taust- ja laevamüra. Neist esimene kätkeb endas kõige suuremat ohtu, sest turbiinide aluste paigaldamisega seotud merepõhja puurimine genereerib väga kõrgeid helirõhu tasemeid, mis on pealegi väga laiaulatuslikud (20 Hz kuni 20 kHz) (Nedwell & Howell 2004; Madsen et al. 2006). Helirõhu tasemed nn löökvaiaodega puurimisel (ingl.:

impact pile-driving) sõltuvad vaiade diameetrist ja pikkusest ning ka löögil kasutatavast energiast (Nedwell et al. 2003a). Samas on ehitusmüra muidugi suhteliselt lühiajaline müra liik.

Tuuleturbiinide töömüra on kahtlemata kõige tähtsam kestva müra liik. Rootsis ja Taanis läbi viidud turbiinide (maksimum võimsusega 2 MW) töömüra mõõtmisest on selgunud, et see on palju madalama intensiivsusega kui ehitusmüra (Madsen et al. 2006).

Taustmüra on defineeritud kui müra, millel pole kindlat või eristatavat allikat, ning mis suureneb tuule tõustes (Richardson et al. 1995). Taustmüra, mida mõõdeti Põhjamere viies erinevas paigas, oli valdavalt vahemikus 85 – 115 dB (rms) re 1 μ Pa, kusjuures enamus energiat jäi alla 100 Hz (DEWI 2004).

Suurte tuuleparkide ehitamine ja opereerimine toob kaasa vajaduse peaaegu pidevaks laevaliikluseks. Ehituse käigus transporditakse vaiade ja rootorite osi, turbiinide paigaldamiseks vajalikku tehnikat, ehitusplatvorme jne. Opereerimisfaasis on peamiseks kõikvõimalikud hooldustööd. Suurtes parkides on palju tuulikuid ja nende hooldus toimub sageli rotatsiooniprintsiibil peaaegu aastaringelt. Heli intensiivsus ja sagedusomadused sõltuvad laeva suurusest ning kiirusest, kusjuures võib esineda variatsioone sarnasesse klassi kuuluvate aluste vahel. Keskmise suurusega varustus- ja tugilaevad genereerivad sagedusi peamiselt vahemikus 20 Hz – 10 kHz, allika tasemega 130 – 160 dB (rms) re 1 μ Pa @ 1 m (Richardson et al. 1995).



Joonis 8. Vaiade-paigaldamise müra (ITAP 2005 järgi) nõrgenemine (ülevalt alla) erinevatel kaugustel allikast. Taustmüra DEWI (2004) järgi. Lisatud on ka kalade audiogrammide. X-teljel on indutseeritud heli sagedus kilohertsides. Y-teljel on toodud helirõhu tase detsibellides (*Effects on offshore wind farm noise on marine mammals and fish, 2006*).

7.1.2 Erineva kuulmisvõimekusega kalad

Eestile lähematest piirkondadest on tuuleparkide poolt tänaseks kõige enam mõjutatud Põhjameri. Selles piirkonnas on kokku leitud 224 kalaliiki (Yang 1982). Testimaks turbiinide mõju selles piirkonnas on varasemad uuringud valinud välja neli liiki kalu, kelle kuulmisvõimekust on üsna hästi uuritud ning kes seega sobivad niiöelda tüüpnäideteks erineva auditoorse võimekusega kaladest.

Soomuslestal (*Limanda limanda*) puudub ujupõis. Heli levib sisekõrva otoliidini mööda kudesid. Selle tulemusena on soomuslest tundlik ainult osakeste liikumisele (Chapman & Sand 1974). Tema kuulmise sagedus on vahemikus 30 – 250 Hz ning ta on helile suhteliselt tundetu. Kuulmislävi on 89 dB re 1 μ Pa @ 110 Hz.

Atlandi lõhel (*Salmo salar*) on ujupõis, mis ei ole alati täielikult täidetud. Lisaks ei ole ujupõis koljuga ühendatud – sellest järeldatakse, et ujupõis ei osale kuulmises (Hawkins & Johnstone 1978). Katsetes on selgunud, et lõhe reageerib peaaesjalikult madalatele toonidele (alla 380 Hz), kusjuures parim kuulmine on sagedusel umbes 160 Hz (kuulmislävi 95 dB re 1 μ Pa). Lõhe kuulmine on nõrk, kitsa sageduse ulatusega, väikse võimekusega eristada signaale müra ja madala üldise tundlikkusega (Hawkins & Johnstone 1978).

Atlandi tursal (*Gadus morhua*) on gaasiga täidetud ujupõis. Kuigi puudub otsene ühendus kõrva ja ujupõie vahel, asub viimase eesmine osa sisekõrvale suhteliselt lähedal (Hawkins & Johnstone 1978). Seega on tursk heli suhtes tundlikum kui eelnevad liigid. Kõrgeim tundlikkus on 75 dB re 1 μ Pa @ 160 Hz (joonis 7). Tursk on võimeline vahet tegema ruumiliselt eraldatud heliallikate vahel (Buwalda et al. 1983) ning ka selliste heliallikate vahel, mis tulevad erinevatelt vahemaadelt (Schuijff & Hawkins 1983). Tursal on suhteliselt hea võime selgitada välja heli suund (Schuijff & Hawkins 1983).

Atlandi heeringal (*Clupea harengus*) on ujupõis ja sisekõrv sellise morfoloogilise ehitusega, mille tulemusena kala kuulmine on hea. Kalal on pikenenud ujupõis, mis ulatub sisekõrva ja kõrge spetsialiseerumise tase sisekõrva utrikuaarses regioonis (Popper et al. 2004b). Atlandi heeringas kuuleb vahemikus 30 Hz – 4 kHz ning tema kuulmise lävi on 75 dB re 1 μ Pa @ 100 Hz (joonis 8) (Enger 1967).

7.1.3 Ehitusmüra mõjud

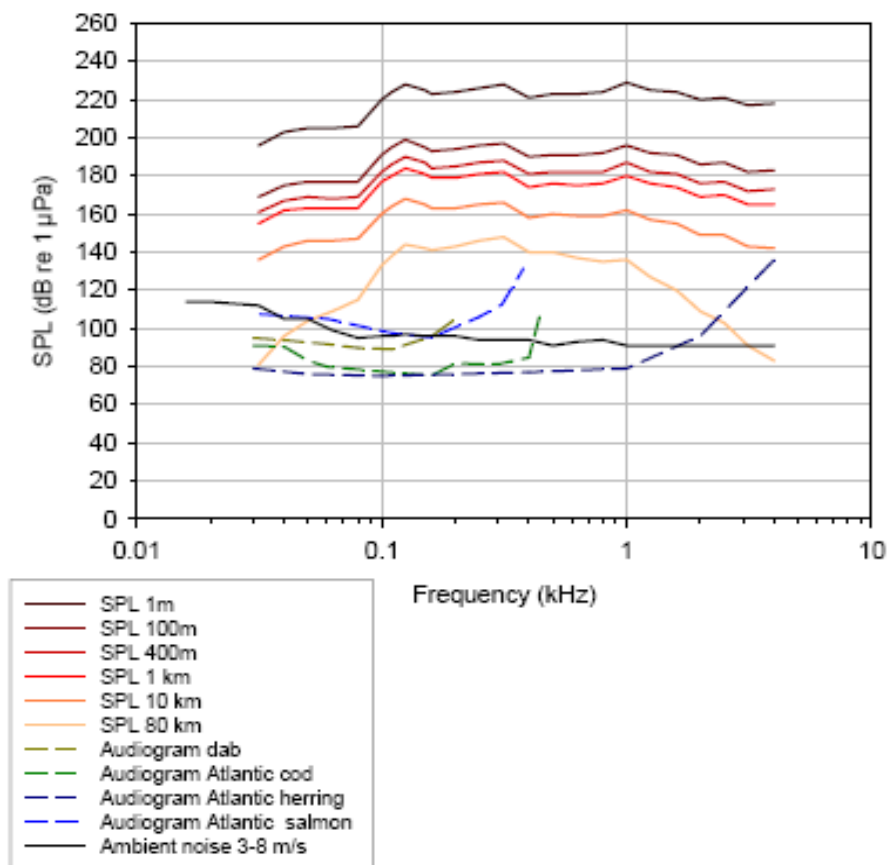
Kuuldavus

Tuuleparkidega seotud helide mõju kaladele võib eeldada juhul, kui tekitatud heli kattub liikide kuulmissageduse ja -tasemega ning kui see ületab ka taustmüra. Joonis 9 näitab modelleeritud vaiade-paigaldamise müra nõrgenemist erinevatel kaugustel allikast (dB 0-p re 1 μ Pa). Jooniselt selgub, et müra helirõhu tasemed (SPL) on enamikel sagedustel palju üle taustmüra. Ainult sagedused alla 63 Hz ja üle 2,5 kHz ühinevad taustmüraga, kuid seda 80 km kaugusel allikast ja seega pole need ka kuuldavad. Võib järeldada, et heeringa ja tursa

kuulmisulatuses ületab vaiade-paigaldamise helitase taustmüra taseme 47 dB (rms) võrra @ 315 Hz. Soomuslestale ja lõhele on helirõhu tasemed 80 km kaugusel üle nende kuulmisläve ja/või taustmüra taseme. Põhjakaaladele (nagu soomuslest) on vastuvõetud helid, võrreldes veesambas ujujatega, teiste omadustega, sest põhja peal viibides on tajutav heli erinev kui veesambas olles (Urick 1983; Richardson et al.1995), mille põhjuseks on heli levimine läbi setete (Nedwell et al. 2003a). Seniste katsete valguses võib eeldada, et soomuslest ja lõhe võivad kuulda vaiade-paigaldamise müra paljude kilomeetrite kaugusele.

Hindamaks tursa ja heeringa kuulmisvõimet, peab ka arvestama, et täielik signaali tajumine toimub vaid juhul, kui vaiade paigaldamise müra ületab taustmüra teatud tasemeni. Samuti on lühi-impulss helide tajumine kala jaoks arvatavasti suurem ärritaja kui pideva müra tajumine, sest lävi lühihelide detekteerimiseks üldiselt väheneb kui heli kestus suureneb. Kalade võimet tajuda signaali võib mõjutada ka taustmüra poolt põhjustatud varjestamisefekt. Teatud sagedusel olev heli varjestatakse potentsiaalselt ära müra komponentide poolt, mis on sarnased signaali sagedusele. Müra komponendid, mis on väljaspool auditoorsete filtrite sageduste ulatust, takistavad mõnevõrra signaali detekteerimist (Fay & Simmons 1999). On veel selgusetu, millisel määral võib taustmüra varjestada impulsiivset laiasageduslikku müra, mida tekitab vaiade paigaldamine.

Kokkuvõtteks, ülal esitatud ebaselguste tõttu tuleb meie teadmisi kalade heli tajumise kohta pidada veel üsna lünklikeks. Ka müra täpne mõju neljale esitatud näidisliigile on teada ikkagi vaid esialgselt. On võimalik, et tuuleparkide rajamisega seotud vaiade paigaldamise müra kuuldakse kalade poolt paljude kilomeetrite kaugusele, võimalik isegi, et kuni ülemise tajumise limiidini heeringa ja tursa puhul (joonis 9) (Thomsen et. al 2006).



Joonis 9. Vaiade-paigaldamise müra (ITAP 2005 järgi) nõrgenemine (ülevalt alla) erinevatel kaugustel allikast. Taustmüra DEWI (2004) järgi. Lisatud on ka joonisel 8 toodud kalade audiogrammid. X-teljel on indutseeritud heli sagedus kilohertsides. Y-teljel on toodud helirõhu tase detsibellides (Thomsen et al. 2006).

Helide varjestamine

Pärisluussete kalade seas on heli tekitamine ja selle kasutamine vokaalsel suhtlemisel laialdaselt levinud (Tavolga 1971; Ladich 1997; Bass & McKibben 2003 jt). Suurem osa helisid tekitatakse sotsiaalses kontekstis (Hawkins & Myrberg 1983), näiteks agressiooni, kaitse, territoriaalse võitluse või paaritumise käigus (Zelick et al. 1999). Tuuleparkide poolt tekitatud helidel võib olla niinimetaud „varjestamisefekt” (ingl.: *masking*), s.t. müra võib kalade poolt tekitatud sarnaste sagedustega olulisi signaale varjestada või summutada. Mõnede autorite arvates pole see kuigi oluline probleem, sest puurimismüra ja vaiade paigaldamise müra on vahelduva loomusega. Teiste autorite arvates võib see aga siiski mõjutada kommunikatsiooni, põhjustades näiteks stressi. On avaldatud arvamust, et kalade poolt tekitavate helide ajaline muster (ajaline kordumine) on isegi olulisem kommunikatiivne tegur kui nende helide sageduslik spekter (Winn 1964; Spanier 1979). Kuna selliseid helide järjestusi võib varjestada tuuleparkide vahelduva intensiivsusega müra, siis ei saa teemat siiski ilmselt täielikult ignoreerida. Kuna ei ole teada, et soomuslest tekitaks tähtsate bioloogiliste käitumismustrite ajal heli, siis järgnev kehtib ülejäänud kolme näidisliigi kohta.

On teada, et helide tekitamine lõhelistel (*Salmo*, *Salvelinus*, *Oncorhynchus*) ilmneb suure energiaga sagedustel 100-500 Hz. Niinimetaud „trummilöökidel”, mida tekitavad ujupõiega seotud lihased, paistab olevat teatud roll paaritumiskäitumises (Neproshin & Kulikova 1975). Heeringas tekitab kolme liiki helisid: lõugade liigutamisest tekkivad juhuslikud helid toitumise ajal, tonaalsed helid (nn „viled”) ja erinevad pulseeritud vokalisatsioonid (Wahlberg & Westerberg 2003; Wilson et al. 2004). Samas on raske hinnata vaiade paigaldamise müra potentsiaalset varjestavat mõju lõhelistele, sest näiteks Atlandi lõhe kohta ei ole päris lõplikult kindlalt teada isegi kuulmise sagedusvahemikku. Heeringa puhul seevastu on võimalik, et vaiade paigaldamine varjestab kesk-sagedusliku osa pulseeritud signalist ja seda isegi üle suurte vahemaade, kuna kuulmislävi kõrgemal kui 2 kHz on kõrgem taustmürast. Seega varjestamise kaugus sõltub infot kodeeriva signaali ja taustmüra suhtest (joonis 9).

Kommunikatiivsete signaalide varjestamine antropogeense müra poolt võib olla oluline tursklastele. Uuringud on näidanud, et üheksast Põhja-Euroopa tursklase liigist neli tekitab helisid (Hawkins & Rasmussen 1978). Need on tursk, kilttursk (*Melanogrammus aeglefinus*), pollak (*Pollachius pollachius*) ja konnluts (*Raniceps ranius*). Tursk tekitab sügavaid rõhkavaid helisid enda kaitsel ja agressiivse käitumise ajal, isased veel ka paaritumisrituaalide ajal (Hawkins & Rasmussen 1978).

Esialgselt võime järeldada, et madalsageduslik osa (95 Hz) vaiade paigaldamise müra ulatub enam kui 80 kilomeetri kaugusele enne kui see ühineb taustmüraga. Seega on tõenäoline, et tuuleparkide rajamisega seotud müra võib varjestada mitmeid kaladele bioloogiliselt olulisi signaale. Siiski on need vaid oletused; praeguste teadmiste juures ei saa kalade jaoks oluliste helide varjestamise tähtsust isendi või populatsiooni tasandil täpsemalt ja piisavalt usaldusväärselt hinnata (Thomsen et al. 2006).

Eemalepeletamise ulatus

Müral on kaladele üldiselt peletav mõju. Eemalepeletamise ulatuse all mõistetakse ala, kus kalad reageerivad mürale – lõpptulemusena seda ala vältides. Juhul kui tuulepark on mingi liigi kudemisalal, rändeteel, või neile piisavalt lähedal, on sisuliselt tegemist negatiivse mõjuga selle konkreetse populatsiooni bioloogiale.

Müra põhjustatud füsioloogilise stressi ilmnemist katsetati eksperimentaalse seismilise uuringuga avamerel Santulli (1999) uurimisgrupi poolt. Leiti, et puuris kinni hoitud *Dicentrachus labrax* il tekkisid tüüpilised stressi tunnused nagu näiteks kõrgeenenud kortisooli ja glükoosi tasemed. Biokeemilised parameetrid langesid tagasi normaalsele tasemele alles 72 tunni pärast (Santulli et al. 1999).

Käitumuslikud efektid varieeruvad tugevasti, sest nad sõltuvad müra füüsikalistest omadustest, uuritavatest liikidest ja kindlasti ka kasutatavast meetodikast. Paljud uuringud on täheldanud mõningate liikide huvi heli vastu (nt Richard 1968; Myrberg et al. 1972; Chapman et al. 1974; Culik et al. 2001). Samas, ultrahelist põhjustatud eemalehoidmine on avastatud mitmetel heeringalistel (Dunning et al. 1992; Nestler et al. 1992; Ross et al. 1993, 1996; Gregory & Clabburn 2003). Samuti on kirjeldatud ka nn „ehmatus-käitumist” (ingl.: *startle response*) heeringaparvedes (Blaxter et al. 1981; Blaxter & Hoss 1981). Infraheli seevastu on näidatud eemale peletavat juveniilsed lõhelisi (Knudsen et al. 1992, 1994, 1997) (Thomsen et al. 2006).

Kalade reageerimist mürale on raske uurida, sest seoseid kuulmisläve arvuliste väärtuste ja käitumuslike reaktsioonide vahel pole lihtne kindlaks teha. On pakutud, et helirõhu väärtused 90 dB üle kuulmisläve põhjustavad kaladel märkimisväärse vältimis-käitumise. Seevastu helirõhk, mis on 75 dB (Nedwell et al. 2003a) üle kuulmisläve, mõjutab vältimist tunduvalt nõrgemalt (Nedwell et al. 2003b). Tuginedes nendele arvudele arvutas Nedwelli (2003a) juhitav tööriühm välja tsoonid, kus teoreetiliselt peaks esinema märkimisväärne vältimis-käitumine puurimise mürale. Nendeks vahemaadeks olid 1.4 km lõhel, 5.5 km tursal ja 1.6 km soomuslestal (Nedwell et al. 2003a). Puurimise müra oli tugevusega 260 dB re 1 \square Pa @ 1 m (5 m sügavusel) ja 262 dB re 1 \square Pa @ 1 m (10 m sügavusel). Siiski sisaldasid need arvutused mitmeid oletusi ja nõnda saab esitatud kaugusi pidada ikkagi vaid esialgseteks hinnanguteks.

Käesolevas ülevaates käsitletud mudelliigid peaksid teoreetiliselt näitama tugevamat vältimist kitsa-lainealaliste, mitte aga laia-lainealaliste signaalide suhtes (parimas kuulmisulatuses) (Thomsen et al. 2006). Kuid siiski on leitud, et heeringalised reageerivad tugevamini just laia-lainealalisele mürale, mitte aga puhastele kindlal sagedusel toonidele (Dunning et al. 1992). Senised teadmised viitavad ka sellele, et lühikesed helid (nagu vaiade paigaldamise müra) toovad kaasa kõrgema reaktsiooniläve kui pikemad signaalid. Andmeid käitumuslikest reaktsioonidest müra suhtes on aga nii hõredalt ja lünklikult tehtud, et kõik järeldused võivad olla enneaegsed.

Kalade võimalikud reaktsioonid võivad olla järgmised: vältimine, põgenemine, ehmatus, kõrgeenenud valvsus ja muutused parve käitumises, mille tulemusel võib tekkida stress, mis on omakorda aluseks kõrgemale vastuvõtlikkusele haiguste suhtes (Bucke et al. 1983; Dethlefsen 1985; Vethaak & Rheinallt 1992; Thomsen et al. 2006).

Ajutised läve nihked

Kõrge intensiivsusega heli võib kaladel põhjustada ajutist või püsivat kuulmise kaotust. TTS ehk ajutine läve nihe (ingl: *temporary threshold shift*) on ajutine kuulmisläve tõus, mida põhjustab müra. Seda on uuritud mõningates laboratooriumikatsetes, kus stiimulina on kasutatud nii puhtaid toone kui ka nn valge müra (ingl: *white noise*; müra, mille spektri tihedus on sõltumatu sagedusest üle teatud ulatuse). TTS tekkis kaladel keda liigitatakse kuulmise spetsialistideks, samal ajal kui kuulmise generaliste see tavaliselt ei mõjutanud (tabel 5).

Tabel 5. TTS-uuringute tulemused. Esimeses tulbas on toodud katsealused liigid. Teises tulbas vastava liigi kuuluvus kuulmisvõimekuse järgi; sp = spetsialist, g = generalist. Kolmandas tulbas on tekitatud müra tüüp. Neljandas tulbas on sagedused. Viiendas tulbas on helirõhu tasemed. Kuuendas tulbas on mürale eksponeerimise aeg. Seitsemendas tulbas on tulemused. Kaheksandas tulbas on vastavate uuringute läbiviijad (Thomsen et al. 2006).

Species	Type	Noise	Frequency (Hz)	SL (dB re1µPa)	Exposure duration	Effect	Author
Goldfish (<i>Carassius auratus</i>)	sp	tones	300, 500, 800, 1000	140	4 h	TTS	Popper and Clarke 1976
Fat headed minnow (<i>Pimephalus promelas</i>)	sp	white noise	0.3-4.0 kHz	142	24 h	TTS	Scholik and Yan 2002b
Goldfish (<i>Carassius auratus</i>)	sp	white noise		140, 160, 170	28 days	TTS	Smith et al. 2004b
Bluegill sunfish (<i>Lepomis macrochirus</i>)	g	white noise	0.3-4.0 kHz	142	24 h	no TTS	Scholik and Yan 2002a
Tilapia (<i>Oreochromis niloticus</i>)	g	white noise		170	28 days	little/no TTS	Smith et al. 2004b

Näiteks nelja tunni pikkune eksponeerimine helile tekitas kuldkalal 2-4 tunnise TTS-i; stiimuli kadumise järel leidis aset aga hilisem täielik taastumine (Popper & Clarke 1976). Samal liigil leiti 14 päeva pärast 24 tunnist mürale eksponeerimist täielik taastumine 28 dB-sest läve nihkest (Smith et al. 2004a).

Popperi tööühm (2005) uuris, kuidas mõjub õhupüssist tulev müra kalade kuulmisele. Uuritavateks liikideks olid haug (*Esox lucius*), tširr (*Coregonus nasus*) ja üks Põhja-Ameerika karpkalalane (*Couesius plumbeus*). Esimesed kaks on kuulmise generalistid ja viimane spetsialist. TTS leiti haugil ja karpkalalasel, kusjuures mõlemad taastusid 24 tunni jooksul. Mõõdetud efektid olid vastavuses kalade kuulmistundlikkusega. Kalad, kellel oli madalaim kuulmistundlikkus (tširr), ei reageerinud mürale üldse. Kalad, kellel oli kõige suurem tundlikkus (karpkalalane), said ka kõige rohkem mõjutatud. Autorid järeldasid, et neid kolme liiki ei mõjutatud oluliselt, kuid nende tulemuste laiema ekstrapoleerimisega (nt teised liigid, erinevad tingimused) tuleb kindlasti olla väga ettevaatlik.

Tulemused tabelis 5 ja hiljutised uuringud Popperi tööühma (2005) poolt näitavad TTS-i teket mõnel kalaliigil. Mis puudutab TTS-i mõju neljale ülal esitatud näidisliigile, siis senini on teada vaid see, et soomuslest ja lõhe võivad TTS-le olla vähem vastuvõtlikud kui tursk ja heeringas. Kokkuvõtteks, vaja on veel mitmeid kontrollitud tingimustes uuringuid, et hinnata TTS-i tekke võimalikkust vaiade paigaldamise müra tõttu (Thomsen et al. 2006).

Füüsilised kahjustused

PTS ehk püsiv läve nihe (ingl: *permanent threshold shift*) on kuulmise taastumatus, mille põhjuseks on üldiselt sisekõrva sensoorsete karvarakkude hävimine (nt Saunders et al. 1991). Füüsilised kahjustused võivad samas tavaliselt tekkida ainult heliallika vahetus läheduses, sest vaid seal on müra piisava tugevusega, et tekitada kudede kahjustusi või põhjustada isegi isendi surma.

Mürast tingitud vigastusi kaladel on dokumenteeritud paljudel juhtudel. Enger (1981) leidis, et tursa eksponeerimine 1-5 tunni jooksul sagedustele vahemikus 50-400 Hz (180 dB re 1 μ Pa) põhjustas ripskehade (ingl.: *ciliary bundles in sensory epithelia*) hävingu. Denton ja Gray (1993) avastasid heeringalistel küljejoone elundi karvarakkude hävingu (153-170 dB re 1 μ Pa). Kaladel on leitud veel palju teisi müra tulenevaid sisemisi ja välimisi vigastusi, nagu näiteks maksakahjustused, ujupõie rebendid ja sisemised verejooksud (Caltrans 2001). Seevastu Nedwelli tööühm (2003c) ei avastanud ühtegi füüsilist kahjustust meriforellidel (*Salmo trutta*), keda hoiti puuris, mis asus 400 m kaugusel puurimisalast.

Mitmete autorite avaldamata andemetes leidub palju materjali selle kohta, et vaiade paigaldamise müra tapab kalu – seda juhul, kui kalad on allikale piisavalt lähedal (Hastings & Popper 2005). Caltrans (2001) viis läbi uuringu, kus helitasemed 100-200 m kaugusel vaiade paigaldamisalast olid 160-196 dB (rms) re 1 μ Pa. Kalad leiti surnuna peamiselt 50 m raadiuses. Kohese suremise ala (ingl.: *zone of direct mortality*) oli puurimise kohast 10-12 m ja nn viivitusega suremise ala (ingl.: *zone of delayed mortality*) arvati ulatuvat allikast 150-1000 meetrini. Esialsed andmed vihjasid sellele, et kalade suurenenud kahjustuste tase ja pikemaajalisem müra kestvus olid vastavuses (Caltrans 2001; Thomsen et al. 2006).

Arvestades eelpool nimetatud ja ka teisi uuringuid, arvasid Hastings ja Popper (2005), et olemasolevad tulemused ei ole kahjuks veel üheselt tõlgendatavad, sest ei saa kindlaks teha selget vastavust heli eksponeerimise taseme ja kahjustuste astme vahel. Nad kritiseerisid ka seda, et enamikel juhtudel olid patoloogilised uuringud tehtud ebarahuldava meetodikaga, näiteks ei jälgitud detailselt kõiki patoloogiliste ja histoloogiliste uuringute jaoks nõutavaid protokolle. Mitmete uuringute puhul polnud nende arvates kindel ka see, kas katsealuseid kalu ja kontrollkalu koheldi ikka täiesti võrdselt.

7.1.4 Töömüra mõjud

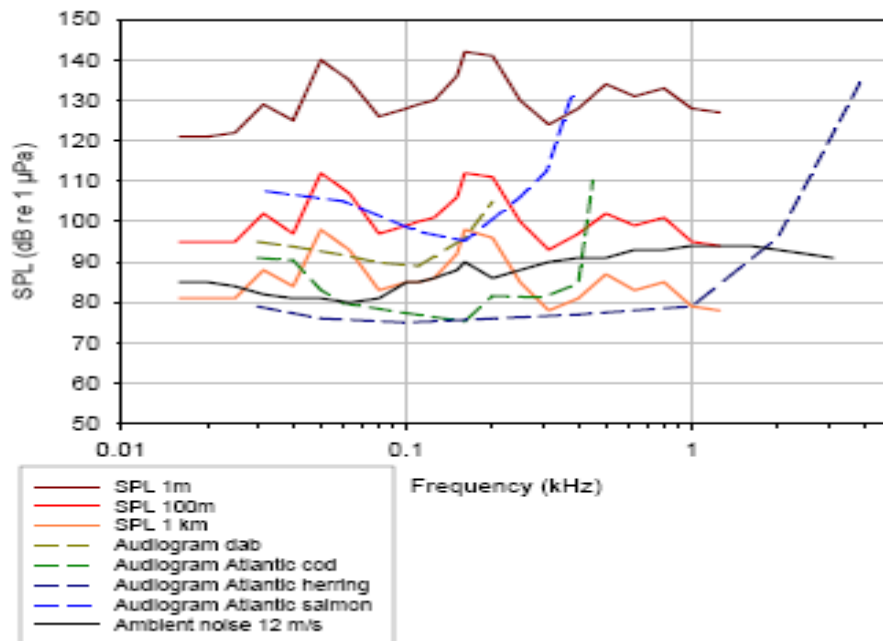
Kuuldavus

Töömüra kuuldavus sõltub tuulikute arvust ja võimsusest, kalade kuulmise võimekusest, taustmüra tasemest, tuule kiirusest, vee sügavusest ja merepõhja omadustest (Wahlberg & Westerberg 2005). Enamikes tingimustes ühildub töömüra taustmüraga juba 1 km kaugusel turbiinist (joonis 10) (Thomsen et al. 2006), mida siiski võivad muuta äärmuslikud ilmaolud.

Joonis 10 demonstreerib, et taustmüra piirab tursa ja heeringa kuulmist. Seevastu soomuslesta ja lõhe kehvem kuulmine näitab, et taustmüra tase on allpool nende kuulmisläve.

Teoreetiliselt on välja arvatud, et töömüra tugevusega 141 dB re 1 μ Pa kuulmise kaugus tursal ja heeringal on 4,6 km (Thomsen et al. 2006). Kuna soomuslesta ja lõhel on

teistsugused heli tajumise mehhanismid, ei saa analoogse meetodikaga arvutada välja nende töömüra kuuldeulatust, ent arvatavasti on see suurusjärgus 1 km (joonis 10).



Joonis 10. Töömüra nõrgenemine (ülevalt alla) erinevatel kaugustel allikast. Töömüra arvutusel oli aluseks Rootsis läbiviidud mõõtmine 1,5 MW tuulikuga (ITAP 2005). Lisatud on ka taustmüra väärtused (Betke et al. 2004) ning kalade audiogrammide (vt joonis 8). Taustmüra mõõtmised viidi läbi Läänemeres tuulekiirusel 3 m/s (ITAP 2005). Need väärtused korrigeeriti kõrgemateks, sest tuulikute töö ajal on oodata kõrgemat tuule kiirust. X-teljel on indutseeritud heli sagedus kilohertsides. Y-teljel on toodud helirõhu tase detsibellides (Thomsen et al. 2006).

Rõhutada tuleb seda, et saadud arvud ei pruugi kehtida väljaspool Läänemerd. Näiteks taustmüra tase Põhjameres on palju kõrgem (DEWI 2004; Madsen et al. 2006) ja seega võib tuulikute müra kuuldavus olla palju väiksem (Thomsen et al 2006).

Wahlberg ja Westerberg (2005) hindasid erinevate kalaliikide töömüra kuulmise kaugusi sama Rootsi tuulepargi põhjal nagu ka Thomsen et al. (2006). Tuule kiirusel 13 m/s arvutasid nad töömüra tajumise kauguseks 0,5 km lõhel (mitte-spetsialist), 7 km tursal (kuulmise generalist) ja 15 km kuldkalal (kuulmise spetsialist). Tuule kiirusel 8 m/s olid need kaugused vastavalt 0,4, 13 ja 25 km. Siinkohal tuleb muidugi meeles pidada, et need olid kindla generaatoritüübi puhul saadud tulemused, mis võivad teise tehnika kasutamise korral erineda. Samuti võib saada pisut erinevaid tulemusi natuke erinevaid arvutusmetoodikaid kasutades (Thomsen et al. 2006). Kõrgematel tuule kiirustel suureneb tuulikust tuleva müra hulk, mis omakorda on ka lõhele kaugemale kuulda. Taustmüra suureneb rohkem kui tuulikust tulev müra ja seega hõbekogre ja tursa kuulmisulatust väheneb suureneva tuule kiirusega. Wahlberg ja Westerberg (2005) rõhutavad veel seda, et taustmüra ei ole kaugeltki alati sama ja selle kõikumised (näiteks vihma või tiheda laevaliikluse tõttu) muudavad märkimisväärselt kalade kuuldekaugusi müra suhtes.

Kaladevahelise kommunikatsiooni varjestamine

Nagu eelnevalt välja toodud, tekitavad kalad kommunikatsiooniks erinevaid helisid. Et välja selgitada, kas tuulepargist tulev müra halvendab kalade omavahelist suhtlust, tuleb kõigepealt selgeks teha, kui valjud on kalade poolt tekitatavad kommunikatiivsed signaalid. Põhinedes kilttursaga läbi viidud muutmistel arvutasid Wahlberg ja Westerberg (2005) välja, et konkreetsetes töö- ja taustmüra tingimustes ning tuule kiirusel 13 m/s kuuleb üks isend teist maksimaalselt 4 m kauguselt. Mõõdetud kilttursa hääled olid sagedusvahemikus 200-500 Hz, mis on sarnane tuulikute tulevate helide sagedustega. Autorid oletasid, et 4 m kehtib ka tursa puhul, kuna tegemist on sama perekonnaga. Arvestades, et tuulepargi müra on maksimum 25 km raadiuses kõrgem kui taustmüra (ehk siis kuuldav), väheneb ka kiltturskade omavaheline suhtlusvahemaa. See vahemaa on kommunikatiivsete helide varjestamisel arvatavasti maksimumiks ka teistele liikidele. Kiltturskadel on normaalseks kudemiseks vaja omavahelist suhtlust (Hawkins & Rasmussen 1978). Halvimal juhul võib tähtsate signaalide varjestamine muuta kudemise võimatuks (Wahlberg & Westerberg 2005).

Eemalepeletamise ulatus

Kuna näidisliikide kuulmisulatus on piiratud mõne kilomeetriga, siis eemalepeletavaid reaktsioone võib oodata ainult tuuliku läheduses (Thomsen et al. 2006). Sand ja tema tööühm (2001) leidsid, et heli tasemed isegi 1 m kaugusel tuulikust pole piisavad, et pidevalt eemale peletada angerjaid (*Anguilla anguilla*) ja lõhesid. Wahlberg ja Westerberg (2005) arvutasid kalade turbiinist eemalepeletamise kauguseks 4 m, kuid seda ainult suurema tuulega (13 m/s).

Tulevikule mõeldes ei tohiks siiski ära unustada, et kui ehitusfaas kestab umbes aasta, siis tööfaasi kestus võib ulatuda isegi 50 aastani (Thomsen et al. 2006). Lisaks on üsna tõenäoline, et amortiseerunud tuulikute asemele paigaldatakse tulevikus uued. Seega on väga tähtis välja selgitada, kuidas suudavad kalad kohaneda pideva tuulikute töömüraga. Kohanemist on kirjeldatud mõningates uuringutes (Larsson 1992; Westerberg 1994; Knudsen et al. 1997). Samas on täheldatud ka kohanemise puudumist pideva heli korral (Enger et al. 1993; Engås et al. 1995). Hawkins (1973) leidis, et kalad on võimelised kiirelt hindama kindla stiimuli tähtsust. See võib vihjata sellele, et kalad on võimelised kohanema tuulepargist tulev müraga (Thomsen et al. 2006). Arvestades seda, et tänaseks on avamere tuulepargid funktsioneerinud veel suhteliselt lühikest aega, jääb selliste mõjude uurimine ilmselt tulevikku.

Tõsised vigastused

Mõne autori arvates on äärmiselt ebatõenäoline, et tuulikute töömüra võiks põhjustada kaladele otseseid füüsilisi kahjustusi (Thomsen et al. 2006). Isegi 10 m kaugusel tuulikust on müra tase palju väiksem, kui nendes eksperimentaalsetes uuringutes, kus on kirjeldatud mürast tingitud füüsilisi kahjustusi (Wahlberg & Westerberg 2005). Kuna tuulikute poolt genereeritud müra on suhteliselt pidev, siis ei ole loogiline, et kala läheneb tuulikule sedavõrd, et müra saaks tekitada füüsilisi kahjustusi. Samas tuleb siiski meele pidada seda, et tänaseks ei ole teadusele selged töömüra pikaajalised efektid nende kalade kuulmisele, kes veedavad suure osa oma elust tuulikute läheduses (Wahlberg & Westerberg 2005). Teiseks, tuleb arvestada sellega, et tänapäeval plaanitavad tuulikud on juba võimsusega 5-6 MW ja toodavad seega rohkem müra – seda isegi Põhjamere kõrge taustmüra tingimustes (DEWI 2004). Suurenenud müratase tähendab suuremat mõjuulatust kaladele.

7.1.5 Laevamüra mõjud

Avamere tuulepargid vajavad opereerimiseks hooldamist ja varustamist, mis omakorda nõuab pidevat laevaliiklust kogu tööfaasi käigus. Tuginedes Taanis asuva Horns Reef'i tuulepargi kogemusel, võib ennustada, et iga turbiin vajab aastas 1-2 päeva hooldustöid (Zucco 2005). Seega 80 turbiiniga avamere tuulepargis võivad laevad olla kohal isegi kuni 160 päeva aastas. See tähendab suurusjärguliselt pool kogu aastast. Eeldades, et kõiki tuulikuid ei hooldata korraga, vaid mingi kindla töögrupi poolt just nimelt järgemööda ning et tugevama tuule korral töid ilmselt ei korraldata, võib eeldada et suurel osal vaikesest ilmadest tekib kusagil tuulepargi piirkonnas laevamüra. Selle tulemusena ei ole müra negatiivsed efektid piiratud ainult tuulepargi ehitus-ja töömüraga. Arvestada tuleb ka peaaegu pideva laevamüraga.

Andmed laevade veealuse müra mõjust kaladele on kokkuvõetud Mitsoni (1995) poolt. Keskenduti tursale ja heeringale, sest nendel liikidel paistab olevat parim kuulmisvõimekus majanduslikult kõige tähtsamate kalade hulgas. Peale eemalepeletamise reaktsiooni esilekutsumise avastati mitmel juhul ka müra mõju parve käitumisele (Vella et al. 2001). Scholik ja Yan (2002b) eksponeerisid ühte Põhja-Ameerika karpkalalast (*Pimephalus promelas*) eksperimentaalselt paadi mootorimürale ning tulemuseks oli märkimisväärne TTS-i tõus.

Teadmised laevamüra mõjudest kaladele (eriti nende laevade poolt, mis kasutavad aktiivseid hüdrolokaatoreid) on alles hiljuti kokkuvõetud ICES (2005) poolt. Autorid märgivad, et on keeruline teha kindlaid järeldusi, sest olemasolevad andmed kalade reageerimisest mürale on ebapiisavad.

7.2 **Elektromagnetväljade mõju kaladele**

Avamere tuuleparkide suureskaalalise arenguga suureneb ka veealuste kaablite hulk. Isegi kui mitmed uuringud on näidanud, et magnetväljad võivad mõjutada kalu, on praegusel ajal ikkagi väga vähe tõestust selle kohta, et avamere tuuleparkide tekitavad elektromagnetilised väljad võiksid omada kaladele olulist negatiivset efekti (Öhman et al. 2007).

Avamere tuulepargid on maismaaga ühenduses elektri kaablite kaudu. Elekter, mis merel turbiinide abil toodetakse, transporditakse nende kaablite kaudu maismaale. Elektri kaablite pikkus on sõltuvalt asukohast muidugi erinev, kuid sageli on see suurusjärgus 20 km või isegi rohkem. Kaablid on kogu ulatuses ümbritsetud elektromagnetilise väljaga, mida tekitavad ka turbiinid. Kuna mõned kalaliigid tajuvad elektromagnetilisi välju, siis võivad elektri kaablid ja turbiinid mõjutada piirkonnas paiknevate kalade käitumist ja rännet. Kõige äärmuslikumal juhul võib kaabel olla barjääriks kalade migratsioonile – eeskätt kehtib see selliste liikide puhul, kes kasutavad Maa magnetvälja navigatsiooniks ja orientatsiooniks.

7.2.1 Magnetväljad ja kalade käitumine

Käitumisuuringud on näidanud, et paljud kalad võivad olla tundlikud magnetväljade suhtes. Formicki tööühma (2004) poolt läbiviidud uuring näitas, et sellised liigid nagu haug, ahven (*Perca fluviatilis*), roosärg (*Scardinius erythrophthalmus*), särg, kiisk (*Gymnocephalus*

cernuus), latikas (*Abramis brama*) ja viidikas (*Alburnus alburnus*) sattusid sagedamini sellistesse mõrdadesse, mille küljes oli magnet.

Võib arvata, et magnetväljad mõjutavad kalade liikumist ruumis. Walker (1984) näitas, et kulduim-tuun teeb vahet magnetväljadel. Formicki tööühm (2004) leidis veel, et forelli vastsete ja noorjarkude käitumine muutus magnetväljade olemasolul. Samas on saadud ka vastupidiseid tulemusi – näiteks Yano juhitud tööühm (1997) ei suutnud tuvastada orientatsiooni muutust ketal (*Oncorhynchus keta*), kui magnetvälja tõsteti kunstlikult kaks suurusjärku Maa geomagnetilise välja suhtes.

Angerjate pikad ränded kudemisaladele Sargasso merre on üldtuntud. Tänu sellisele pikale rändele on seda liiki ka palju uuritud magnetväljade mõju osas. Mitmetes uuringutes on kirjeldatud erinevate angerja liikide tundlikkust magnetväljade suhtes (Rommel & McCleave 1973; Karlson 1985; Tesch et al. 1992; Nishi et al. 2004). Mõningaid vihjeid on tulnud ka kalandussektorist. Näiteks Eesti kaluridki on täheldanud Väinamerre paigaldatud elektri kaabli negatiivset mõju, väites et angerjasaagid Virtsu piirkonnas vähenesid tunduvalt peale Saaremaal kaabli paigaldamist Väinamerre (Toomas Saat, avaldamata andmed).

Westerberg ja Begout-Anras (2000) jälgisid angerja rännuteid ajal, kui nad ületasid veealuse Läänemere kaabli. See kaabel tekitab 60 meetri kaugusel 5 μ T tugevuse magnetvälja. Tulemused olid kooskõlas hüpoteesiga, mis oletas, et angerjad järgivad konstantset magnetväljadel põhinevat kurssi. Katses kirjeldasid autorid isendite kõrvalekallet õigest kursist just selles suurusjärgus, mida oodati kaabli magnetilisest anomaaliast. Kuigi kõnealuse katse tulemused viitasid sellele, et veealused kaablid võivad angerja rännet oluliselt takistada, ei rutanud autorid siiski väga kaugeleulatuvaid järeldusi tegema, sest mõjud erinesid isendite vahel üsna suurel määral.

Westerberg (1994) uuris angerja rännet tuulegeneraatori lähistel. Telemeetria ei näidanud muutusi tüüpilises rändemustris – seda vähemalt 500 m tuulikust kaugemal. Angerjamõrdade püügiedukus sõltus aga sellest, kas tuulikud töötasid või mitte. Siiski ei võimaldanud katse ülesehitus päris lõplikult selgeks teha, kas seda ikka tingis elektromagnetiline või hoopis akustiline efekt, nii et ka sellest katsest ei saa teha väga kaugeleulatuvaid järeldusi.

Westerberg ja Lagenfelt (avaldamata andmed viidatud läbi allika Öhman et al. 2007) leidsid, et angerjate ujumiskiirus oli märkimisväärselt madalam veealuste kaablite kohal. Kõnealuses uuringus jaotati kaabli lähedus kolmeks piirkonnaks: enne kaablit, kaabli kohal ja pärast kaablit. Selgus, et kaabli kohale jääva lõigu läbisid angerjad pisut aeglasemalt. Kuid isegi juhul kui mõju migratsioonile oleks olnud statistiliselt täiesti usaldusväärne (mida ta polnud), leidsid autorid, et kaablite mõju on siiski suhteliselt väike, sest keskmiselt võttis kaablit sisaldava ruumiosa läbimine isenditel lisaaega vaid 30 minutit (Öhman et al. 2007).

Nystedi avamere tuulepargis viidi aastal 2004 läbi eksperiment, kus uuriti angerja rändesuunda märgistamise ja tagasipüügi meetodil (Anonüümne 2006). Tulemused näitasid, et 39% märgistatud angerjatest ületasid kaabli küllalt suure tõenäosusega. Rohkem kui 50 % kaladest aga muutsid oma liikumissuunda. Seega näitas angerjas tugevat käitumuslikku vastust kaabli olemasolu suhtes, kuid andmed ei suutnud siiski üheselt tõendada, et sellise käitumise tingis just elektromagnetiliste väljade olemasolu selles piirkonnas. Nõrkus peitus selles, et kaablit ümbritsevate elektromagnetiliste väljade tugevust ei mõõdetud otseselt. Määratleti kaks efekti (Efekt 1 ja Efekt 2), mida testiti statistiliselt. Efekt 1 mõõtis võimalikke asümmeetriaid saakides üle kaabli marsruudi, näidates ka ida-lääne/lääne-ida

suunalist migratsiooni ning prognoosides kaabli (võimalikku) segavat või blokeerivat efekti. Efekt 2 mõõtis võimalikku kalade ekspordi või importi mööda mõlemat kaabli poolt ja samuti tuvastas mõjud kalade käitumisele. Aastatel 2003 ja 2004 kogutud andmete põhjal leiti, et Efekt 1 oli märkimisväärne mõju heeringale, tursale, lestale (*Platichthys flesus*) ja angerjale. Need tulemused vihjavad, et mõned liigid väldivad üle kaabli minekut. Samas, tulemused ei näita ka seda, et ränne oleks täielikult blokeeritud. Mis aga puutub Efekti 2, siis märkimisväärseid tulemusi saadi kahel juhul. Esimene neist näitas, et mõned angerjad lahkuvad piirkonnast mööda kaabli marsruuti. Teisel juhul näitasid andmed, et tursad kogunevad kaabli vahetusse lähedusse. Nagu juba varem mainitud - kaabli ümber olevat elektromagnetilist välja ei mõõdetud. Oletades aga, et elektri tootmine tuulepargis on proportsionaalne elektromagnetiliste väljade tugevusega, siis uuriti ka võimalikke korrelatsioone Efektide 1 ja 2 ning elektri tootmise vahel. Märkimisväärne korrelatsioon leiti vaid lesta puhul. Nimelt ületas lest kaabli peamiselt vaid siis, kui elektromagnetiliste väljade tugevus oli nõrk – näiteks kui merel oli rahulikum periood, mis tingis väiksema tuuleenergia tootmist ja seega nõrgema väljatugevuse kaabli kohal. Kokkuvõtvalt võib öelda, et kaladel registreeriti mitmeid erinevaid käitumuslikke reaktsioone, kuid põhjuse ja efekti suhe jäi lõpuks ikkagi natuke ebaselgeks. Seda tõestab ka fakt, et Nystedi uuringut hinnanud Rahvusvaheline Ekspertide Kogu Mere Ökoloogias (IAPEME) leidis selles mitmeid puudusi. Üks peamine neist oli see, et mõrrad kaabli läheduses olid ikkagi liiga kaugel ning see ei anna piisavalt alust arvata, et kalad, mis jäid mõrda (suuga kaabli poole), olid tõesti kaabli ületanud. Sellepärast ei saa ka kindlalt väita, et just elektromagnetilised väljad mõjutasid nende käitumismustrit (Anonüümne 2006). Paraku teisi analoogilisi uuringuid polegi nii et teema kohta ei olegi täiesti usaldatavat informatsiooni.

Edasistes uuringutes tuleks kasutusele võtta senisest paremad meetodid, et selgeks teha kui sageli erinevat liiki kalad veealuseid kaableid ületavad. Selleks on mitmeid võimalusi. Näiteks võib huvipakkuva liigi isenditele kinnitada akustilisi seadmeid, mis võimaldavad vastava aparatuuriga täpselt jälgida kalade liikumist ja käitumist. Teine võimalus oleks asetada piisavalt suuri puure üle kaablite ja seejärel jälgida neisse vangistatud kalade liikumist kindlatel elektromagnetvälja tugevustel. Selline lähenemine võimaldaks jälgida kalu visuaalselt (veealuste kaamerate) ja eelmisega võrreldes palju odavamalt. Paraku pole tänaseks selliseid katseid veel tehtud.

7.2.2 Magnetväljad ja kalade füsioloogia

Lisaks sellele, et kalade võime tajuda magnetvälju võib tugevates magnetväljades viibivatel kaladel halveneda, tuleb arvestada ka muid füsioloogilisi aspekte. Näiteks on leitud, et magnetväljadele eksponeerimine muutis hormoonide taset ameerika paalial (*Salvelinus fontinalis*) (Lerchl et al. 1998). Teises uuringus aeglustas see embrüoloogilist arengut meriforellil ja vikerforellil ning muutis tsirkulatsioonilist liikumist meriforelli embrüos (Formicki & Winnicki 1998). Viimati mainitud muutus esines ka haugi ja karpkala (*Cyprinus carpio*) vastsetel. Säga (*Silurus glanis*) kaal vähenes ja suremus suurenes, kui teda eksponeeriti pidevale 0.4-0.6 T suurusele magnetväljale (Krzemieniewski et al. 2004). Noori lesti seevastu aga ei mõjutanud mitme nädalane 3.7 mT staatilise magnetvälja mõju all hoidmine (Bochert & Zettler 2004). Niisiis on erinevate liikide tundlikkus magnetväljadele üsnagi erinev ning selle peamised füsioloogilised ning biokeemilised mõjud võivad samuti lahkneeda.

7.2.3 Veealused kaablid: erinevad tehnilised võimalused

Et hinnata magnetväljade mõju keskkonnale (sealhulgas kaladele) on oluline teada detailset informatsiooni nii kaabli omadustest kui ka substraadi geoloogilistest iseärasustest ning samuti tuleb arvestada ka veesamba elektrijuhtivust (Öhman et al. 2007).

Liverpooli ülikooli poolt läbiviidud uuringust (Öhman et al. 2007) selgus, et avamere tuulepargist tulevaid magnetvälju saab kõige efektiivsemalt vähendada elektrikaablite matmisel põhjasetetesse.

Veealused elektrikaablid saab jagada järgnevasse kategooriatesse (Öhman et al. 2007) :

- telekommunikatsiooni kaablid
- erinevad konfiguratsioonid kõrgepingelistest alalisvoolu kaablitest (HVDC)
- vahelduvvoolu kolme-faasilised kaablid (AC)
- madalapingelised kaablid

Kõik nad erinevad üksteisest maksumuse, ohutuse ja keskkonnamõju poolest. Tavaliselt kasutatakse veealuste kaablite puhul siiski HVDC- tehnikat. Kõikide erinevate kaablite mõju keskkonnale on kokkuvõttes tänaseks uuritud vähe ja ebapiisava põhjalikkusega (Öhman et al. 2007).

Norra ja Hollandi vahel jookseb maailma pikim (580 km) veealune kõrgepinge kaabel. See koosneb ühest kahe-tuumalisest kaablist, mille tulemusena väheneb magnetväljade emissioon, sest tuumakonduktorite vahel on väike vahemaa. Keskkonnamõju vaatepunktist vaadatuna ja praegusi tehnilisi võimalusi arvestades on selline kaabli geomeetria optimaalne. Ideaalsed oleksid muidugi sellised kaablid, mille magnetväljade emissioon on null, ent neid pole praktikas võimalik veel luua. Lisaks magnetväljade tugevusele, tuleb arvestada ka kaablite võimaliku kumulatiivse efektiga.

On väga tõenäoline, et tulevikus kasutatakse üha enam DC transmissiooni, seda eriti rannalähedaste tuuleparkide puhul. Lühimaalisel transmissioonil kasutatakse rohkem kolme-faasilist tehnikat (AC transmissioon). Näiteks Saksamaal on kindlad standardid allveekaablite jaoks - need peavad olema AC tüüpi ja alati merepõhja maetud (Jan Kube, personaalne kommentaar). Avamere tuuleparkide puhul kasutatakse turbiinide vahel ühte kolme-tuumalist kaablit. Kaablid, mis ühendavad tuuleparki maismaaga, on aga kas kolme-tuumalised või eksisteerib kolm täiesti iseseisvat kaablit. Erinevalt HVDC süsteemist asetatakse kolm iseseisvat kaablit sageli üksteisele väga lähedale, mis vähendab nii kaasnevate magnetväljade emissiooni. Tuleb kindlasti rõhutada, et keskkonnamõju aspektist vaadeldes ei saa DC ja AC tehnikaid vaadelda võrdsetena, sest kalad tajuvad staatilist ja vahelduvat magnetvälja suure tõenäosusega erinevalt (Öhman et al. 2007).

Tulevikus rajatakse üha rohkem avamere tuuleparke, sellega seoses suureneb ka magnetväljade hulk. Uuringud näitavad, et magnetism mõjutab kalu, kuid see ei tähenda ilmtingimata, et veealustel kaablitel on kahjulik mõju. Kasutusele tuleks võtta leevendavad meetmed nagu näiteks täiuslikumad ümbrised kaablitel. Samuti tuleks teostada kaabli varjestust või matmist – kõik need vähendavad võimalikke negatiivseid efekte.

7.3 **Tuulikute füüsilisest olemasolust tulenevad mõjud**

Loode-Euroopas on lähitulevikus oodata märkimisväärset arengut tuuleenergeetikas, kusjuures järjest suurenev rõhk on avamere tuuleparkidel. Praegu on Loode-Euroopas enam kui 170 töötavat avamere tuulikut, kuid lähiaastatel oodatakse isegi kuni 10 000 tuuliku lisandumist. Sellest tulenevalt on probleemiks merepõhja elupaikade struktuuri muutus ja sellest tulenevad mõjud (Petersen & Malm 2006). Mitmed uuringud erinevates biotoopides on kirjeldanud suhet kalade rohkuse ja elukoha omaduste vahel nagu substraadi keerukus ja kinnituvate organismide koosseis (Macpherson 1994; Öhman & Rajasuriya 1998; Pihl & Wennhage 2002). Samuti võivad uued elupaiga struktuuri omadused muuta sellega seotud kalakooslusi (Pihl et al. 1995; Bergman et al. 2001; Lindahl et al. 2001; Wilhelmsson et al. 2006).

7.3.1 Kunstliku rifi efekt

Kunstlik riff on inimese tehtud ehitis või struktuur, mis on merepõhja paigaldatud plaanipäraselt või tahtmatult, ning mis funktsioneerib alusena mereelustiku kasvule ja produktsioonile (Hoffmann et al. 2001). Sellised ehitised pakuvad elupaika erinevatele merefauna ja -floora liikidele, andes sealhulgas toitu ja varju paljudele kalaliikidele. Mitmed uuringud on näidanud, et kunstlikes riffides on kalade tihedus ja biomass palju kõrgemad kui ümbritsevatel aladel või looduslikes riffides (Bohnsack & Sutherland 1985; Ambrose & Swarbrick 1989; Brock & Norris 1989; Bohnsack et al. 1994; Wilhelmsson et al. 1998; Wilhelmsson et al. 2006).

Avamerel kalastavad kalurid on juba sajandeid kasutanud kalade koondamise struktuure, mida praegusel ajal kutsutakse FAD-deks (ingl.: Fish Aggregating Devices – FAD) (Fayram & Risi 2007). FAD-id tõstavad kalade püüginumbreid ja suurendavad liikide püsimist teatud alal. FAD-id erinevad veidi kunstlikest riffidest. Nimelt paigaldatakse FAD-e pinnale või veesamba keskele, aga mitte kunagi põhja peale (nagu kunstlike riffide puhul), ning neid kasutatakse laialdaselt kalapüügi mahu suurendamise vahenditena, sest nad koondavad kalu (White et al. 1990; Relini et al. 1994; Castro et al. 2002). Kuna turbiinid on paigaldatud põhja ja samas lõikavad nad ka läbi veesamba, siis võivad nad üheaegselt käituda nii kunstlike riffidena kui ka FAD-dena (Wilhelmsson et al. 2006).

Tänapäeval avamere tuuleparkides kasutatavate turbiinide vundamendid on sisuliselt kunstlikud rifid, sest nad on alati põhjas. Kuna tänased tuulepargid on rajatud liivaga kaetud elupaikadesse (pehmesse põhja), siis pakuvad nad selles keskkonnas paljudele liikidele vajalikku kõva substraati, s.t. tõstavad piirkonna heterogeensust. Vundamenti koloniseerivate erinevate floora ja fauna liikide tüübid sõltuvad näiteks struktuuri suurusel, kõrgusel, kujust, profiilist, keerukusest ja materjalist. Struktuuri keerukus on peamine faktor määramaks, mis tüüpi elusorganismid sellisest keskkonda juurde lisatud kõvast substraadist kasu saavad (Hoffmann et al. 2001). Kindlasti mõjutavad substraadile kinnituvate organismide populatsioonide tihedust ka paljud keskkonnategurid (nt looduslike riffide kaugus, vee soolsus ja läbipaistvus, temperatuur jne).

7.3.2 Kalade huvi tuulikute vundamentide vastu

Mitmetes uuringutes on leitud, et kunstlikud rifid meelitavad ja koondavad kalu (nt Santos et al. 1996). Kalu meelitavad kõvapõhjalise substraadi ja profiili struktuuri poole erinevad

tegurid. Nad võivad sealt otsida näiteks toitu, varju, orientatsiooni või midagi muud. Need vajadused on kokku võetud viie järgneva kriteeriumiga (Thierry 1988) :

- Reotaksis (hoovuste suunaga seotud orientatsioon)
- Geotaksis (rannikuga seotud orientatsioon)
- Tigmomtaksis (füüsiline kontakt rifiga)
- Fototaksis (reageerimine valgusele)
- Kemotaksis (reageerimine haistmismeele stiimulile)

Erinevatel kalaliikidel on erinev tõmme veealuste struktuuride suhtes. Samuti võivad kalade eelistused muutuda erinevate eluetappide jooksul.

Tursklased on eriti alid kõrgete profiilidega struktuuride suhtes. Põhjameres on täheldatud suurte tursa (Valdemarsen 1979) ja süsika (*Pollachius virens*) (Cripps & Aabel 1995) parvede kogunemist õli- ja gaasiplatvormide lähedale. Avamere tuulepargi vundamendid ei oma sellist keerukust nagu õli- ja gaasiplatvormid. Seega atraktsioon tuuliku vundamendi suhtes pole võib-olla nii suur, kuid huvi on siiski oodata (Hoffmann et al. 2001). Võrreldes ümbritseva alaga suureneb kindlasti CPUE (Ambrose & Swarbrick 1989), s.t. saak püügiühiku kohta (ingl.: *catch per unit effort*). Eeldades, et tuulepargis või selle lähedal on kalapüük lubatud, võib tuulepargi rifikompleks olla potentsiaalne hea kalastusala.

Lestlased on samuti näidanud huvi kunstlike riffide suhtes, kuid arvatakse, et nemad külastavad riffe vaid toitumiseks (Polovina & Sakai 1989). Uuringud on näidanud, et põhjakalastikule on piisav rifi kõrgus 3 m ning lestlaste hulga suurendamiseks on vaja paigaldada suure ala ulatuses madala profiililisi struktuure (Bohnsack et al. 1991). Seega võib kaitsekihi olemasolu või puudumine olla määrava tähtsusega lestlastele (koos kinnituvate organismidega kaitsekihil).

Eespool toodud arutlused justkui näitaksid, et sellised veealused struktuurid on kalastikule alati ja ilma kahtluseta kasulikud. Polovina ja Sakai (1989) näitasid siiski, et kunstlike riffide paigaldamine lihtsalt jagab ümber organismide jaotuse veekogus, ilma et biomass tarvitseks kasvada. Kalade märgistamine näitas, et lestad liiguvad kunstliku ja loodusliku rifi vahel. Arvatakse, et nii on liigid rohkem haavatavamad, st kergemini kättesaadavamad kalandusele, millel võib olla omakorda negatiivne efekt kalavarudele (Bohnsack et al. 1991).

Kalakooslused peegeldavad oma elukeskkonna seisundit ja muutus keskkonnas põhjustab muutuse ka kalakooslustes. Olukorras, kus ehitatakse liivase põhjaga merre, väheneb kindlasti sobivate pehmepõhjaliste elupaikade arv ning muutub seega kokkuvõttes alapärane keskkond. Kunstliku rifi täielik taastuvus ja/või asustamine võtab aega ja on kohaspetsiifiline. Seega saab uue elukeskkonna täielikku mõju hinnata alles mõni aasta pärast ehituste lõppu (Anonüümne 2006).

Hiljuti läbiviidud uuringus (Wilhelmsson et al. 2006) leiti, et mere tuulepargid funktsioneerivad kui kunstlikud rifid ja FAD-id ka väikeste põhjakalade jaoks. Selles uuringus loendati visuaalselt 351 000 kala, millest 99.7 % olid juveniilsed mudillased, mis omakorda olid suures enamuses kirjumudil (*Gobiusculus flavescens*) ja väike mudilake (*Pomatoschistus minutus*). Suured kirjumudila kogumikud leiti turbiinide mono-vaiade piirkonnas ning uuringu autorid tegid kindlaks statistiliselt usaldusväärse gradiendi seda liiki kalade vähenemises mono-vaiadest eemale. Keskmise kirjumudila arvukus oli mono-vaiadel üks ja kaks suurusjärku kõrgem kui merepõhjas, mis olid vastavalt 1-5 m ja 20 m kaugemal.

Samas oli kalade diversiteet (Shannon-Wieneri indeks) ja liigirikkus turbiinidel märkimisväärselt madalam, kui merepõhjas. Selle uuringu juures oli huvitav veel see, et söödava rannakarbiga (*Mytilus edulis*) kattuvus leiti olevat kõige suurem mono-vaiadel, millele järgnes merepõhi 1-5 kaugusel ning lõpuks 20 m kaugusel. Vetikate puhul oli aga olukord vastupidine. See struktuurne keerukus, mis loodi üksteise otsas kinnituvate karpide poolt, võib aga veelgi suurendada mono-vaiade varjumisvõimaluse funktsiooni – vähemalt juveniilsetele kirjumudilatele. Suurenenud kalarohkuse ja karpide vahelist positiivset seost on näidanud mitmed teisedki uuringud (Zander 1988; Jansson et al. 1985). Wilhelmssoni juhitud töörühm (2006) leidis veel, et lisatud struktuurid mono-vaiadel meelitavad ligi liike, kes muidu seal ei oleks. Suurenenud väikekalade kontsentratsioonid võivad omada positiivset lokaalset mõju majanduslikult tähtsatele liikidele, kuna potentsiaalne toidubaas meelitab suuremaid kalu ligi.

Kalanduse ja avamere tuuleparkide vahel eksisteerib potentsiaalne konflikt (Fayram & Risi 2007). Avamere tuulepargi olemasolu mõjutab nii merekalu kui –kalandust. Niisiis tuleb igal konkreetsel juhul leida sobiv lahendus, mis arvestaks avamere tuuleparkide majanduslikku ja keskkondlikku tähtsust ning merekalanduse majanduslikku ja kultuurilist tähtsust.

Praegusel ajal saadaval olev tehnoloogia lubab turbiine paigaldada merre, mille sügavus on vähem kui 30 m (Musial & Butterfield 2004). Hetkel juba disainitakse ja testitakse ka nn ujuvaid turbiine, mida saab paigaldada kuni 200 m sügavusele (Musial et al. 2003). See suurendab oluliselt seda ala, mis on potentsiaalselt sobilik tuuleenergia ammutamiseks. Läänemere puhul muutuks nii suurem osa merest tuuleparkide paigaldamise jaoks sobivaks.

Nagu juba eelpool mainitud, võivad tuulikute vundamendid käituda samaaegselt kui kunstlikud rifid ja FAD-id. Sealjuures on mõnel juhul FAD-ide lähedal juveniile rohkem kui täiskasvanuid (Fonteneau et al. 2000; Relini et al. 2000), mis seega suurendab juveniilide kättesaamise võimalust ning mis omakorda suurendab nende ülepüügi riski. Kuna sageli pole mere harrastuskalapüügi üle mingisugust kontrolli, siis võib suurenenud tabamistõenäosus põhjustada kalavarude langemise alla kriitilise piiri.

Enamus töönduspüügist on palju paremini reguleeritud kui harrastuslik kalapüük, seda isegi vaatamata faktile, et harrastuskalameeste saagid lähenevad mõnel juhul kutseliste kalurite omadele (Coleman et al. 2004). Paljud harrastuskalandust puudutavad seadused sisaldavad piiranguid kala pikkuses, päevases või hooajalises keeluasjas, kuid puuduvad regulatsioonid saagi koguse kohta. Avatud ligipääsuga alade haldamisel on täpne saagi kontroll raskendatud, sest see sõltub kalurite arvust ning sellest, kui kaua nad seal püüavad.

Suurenenud püüginumbreid võib ühest küljest vaadelda kui positiivset aspekti avamere tuuleparkide juures. Samas, tuleb olla ettevaatlik selliste alade haldamisega. Üks võimalus vähendada harrastuspüüdjate ja kutseliste kalurite konflikti, on luua tuuleparkide piirkondadesse nn merelisi kaitsealasid ehk MPA-sid (ingl.: *marine protected area*). MPA-sid kasutatakse tänapäeval üle maailma üha rohkem kalavarude paremaks haldamiseks (Alcala & Russ 1990; Horwood et al. 1998; Chapman & Kramer 1999). Juhul kui tuuleparkide piirkonnas siiski lubatakse osalise koormusega püüda, tuleb välja selgitada erinevate liikide varude olukord ning määrata lubatud püügikogused sellel alal, sest tuulepargi ehitus võib kogu ökosüsteemi oluliselt mõjutada. Püügi ulatus tuuleparki ümbritseval alal – just nagu kõikjal mujalgi - peab olema kooskõlas kalavarudega.

Olukorras, kus püük on hästi reguleeritud nii kutse- kui ka harrastuskalurite suhtes, peaks tuulepark (siinkohal vaadeldud vaid lähtudes struktuuride esinemise füüsilisest aspektist) kokkuvõttes mõjuma hästi nii kaladele kui kalandusele, sest nagu ülal kirjeldatud funktsioneerib tuulepark ise kaladele kui FAD (eriti juveniilidele) (Fayram & Risi 2007).

7.4 Taashõljustatud sette mõju kaladele

Mono-vaiade puurimine, põhja süvendamine ja vee liikumapanemine suurendab vee hägusust ning setete liikumist, mis omakorda võib mõjutada erosiooni. Samuti võib põhjakihtides kaevamine vabastada mürgained, nagu näiteks raskemetallid, mis olles sinna sattunud varem on aja jooksul seondunud põhja substraadi osakestega ning nõnda muutunud keskkonnale suhteliselt ohutuks (Middelgrunden Wind Turbine Co-operative, 2001). Eestikeelses teaduskirjanduses nimetatakse selliseid põhjast vabastatud setteid taashõljustatud seteteks (Georg Martin, personaalne kommentaar). Inglisekeelses kirjanduses kasutatakse terminit „resuspended sediment“.

Merepõhja paigaldatud vundamendid vähendavad hoovuste tugevust ning muudavad nende suunda. Tulemuseks on liiva ja savi ümberpaigutumine uude kohta. Need tegurid määravad ära setete hulga ja koostise, mis on tähtsad näiteks sellistele kaladele nagu tobiad (*Ammodytidae spp.*) ja erinevatele lestad, s.t. kaladele kes peidavad end sageli pehme põhja pinnakihi. Eriti tundlikud selle suhtes on tobiad, kelle levik on vastavuses sette tera suurusega, mis on eelistatult võiks olla vahemikus 0.25-1.2 mm. Need kalad väldivad sellist merepõhja, kus on palju muda, savi ja kruusa, ent on tavalised enamikes madala ja palja liivase põhjaga elupaikades. Tobiad on oluline toiduallikas suurtele kaladele, mereimetajatele ja lindudele (Greenstreet et al. 2006). Sellest tulenevalt on väljendatud muret, et mere tuulepargid võivad muuta setete struktuuri ja seeläbi ka mõjutada tobiate elupaiku. Vastav uuring seda aga ei kinnitanud (Anonüümne 2006). Selgus, et eksisteerivad vaid nõrgad lühiajalised efektid kalade rohkusele ja liigilisele koosseisule. Samuti pole need efektid kergesti eraldatavad suuremaskaalalistest muutustest kalade kooslustes. Selle uuringu järgi nende kalade tihedus hoopis suurenes 300 % (enne ja pärast tuulepargi ehitust) ning seda enamjaolt noorjärkude lisandumise pärast. Kuna muda, savi ja peene liiva kontsentratsioon ei tõusnud, järeldati, et tuulepargi ehitamine ei mõjutanud piirkonna setete kompositsiooni.

Erinevatel elujärgudel on kaladel erinev tundlikkus taashõljustatud sette suhtes. Seega, selleks et anda hinnang taashõljustatud sette mõjust kaladele laiemalt, on oluline esmalt hinnata taashõljustunud sedimendi mõju eraldi iga elujärgu kohta. Samuti on oluline võtta teadmiseks, et erinevad kalaliigid reageerivad sellele erinevalt. See võib tuleneda erinevast lõpuse suurusest ja füsioloogiast või käitumuslikest eripäradest (Engell-Sørensen & Skyt 2001b).

Taashõljustatud sette kahjulik mõju kaladele sõltub osakeste tihedustest, suurusjaotusest, nurgelisusest, mineraalsest koostisest, absorptsiooni ja adsorptsiooni võimest ning hapniku ja temperatuuri tasemest (Hygum 1993). Üldiselt on nii, et mida suurem on taashõljustatud materjali kontsentratsioon, seda suurem on mõju veeorganismidele.

Igasugused abiootilised parameetrid, mis tõstavad kala metabolismi taset, suurendavad ka tundlikkust taashõljustatud materjali suhtes. Näiteks oleneb tundlikkus veetemperatuurist, sest kõrgem veetemperatuur põhjustab tõusu metabolismi tasemes ja see nõuab omakorda kiiremat respiratsiooni. Kõrgem respiratsiooni tase viib aga kõrgema gaasi vooluni üle lõpuseliistakute ja sellisel juhul on taashõljustatud settel suurem mõju kaladele.

Kalade mari ja vastsed on taashõljustatud sette mõjudele tundlikumad kui seda on vanemad elujärgud. Jämedalt öeldes peavad taashõljustatud materjali kontsentratsioonid olema skaalas milligrammi liitri kohta, et olla surmavad marjale ja vastsetele. Juveniilsete ja täiskasvanud kalade surmamiseks peavad kontsentratsioonid olema juba suurusjärgus gramme liitri kohta. See üldreegel ei kehtid siiski heeringaliste kohta, kes on taashõljustatud sette suhtes tundlikumad (vt allpool).

7.4.1 Mõju marjale

Mõistagi on taashõljustatud sette mõju suurim pelaagilisele marjale. Sellise marja ellujäävus sõltub oluliselt marja võimest püsida veesamba ülemises osas, kus abiootilised parameetrid on arenguks ja ellujäämiseks parimad. Kokkupuutel setteosakekestega kipuvad osakesed marjale kleepuma, mari muutub raskemaks ja vajub sügavusele, mis on piisava soolsusega, et kindlustada marja hõljumine vastavas veekihis. Areneva embrüo erikaalu edasine tõus tingib aga juba selle, et mari vajub põhja. Nii sügavamale kui päris põhja vajumine on kahjulik, sest mari satub väiksema hapniku kontsentratsiooniga piirkonda kui veesamba ülemises osas. Kui mari vajub põhja, siis on üldreeglina oodata juba suurt suremust. Lisaks halbadele hapnikutingimustele võib surm saabuda põhjakiskluse või mehaanilise ja füsioloogilise stressi pärast.

Turbulentsete tingimuste korral võivad setteosakesed marjalt uuesti maha kukkuda, mille tulemusena marja erikaal uuesti väheneb. Niisuguste protsesside toimumise ulatus on siiski täpsemalt teadmata. On arvata, et see on sõltuv mitmetest erinevatest faktoritest nagu seda on osakese suurus ja turbulentsi tugevus.

Rönnbäck ja Westerberg (1996) leidsid, et taashõljustatud sette suurenenud kontsentratsiooni tulemusena suureneb tursal pelaagilise marja erikaal. See oli katses peaaegu proportsionaalne taashõljustatud sette hulgaga ja ka eksponeerimise ajaga. Samuti leidsid nimetatud autorid, et kontsentratsioonidel üle 100 mg/l suurenes tursa marja suremus oluliselt.

Taashõljustatud sette mõju põhjas olevale marjale on samuti tähtis. Newcombe ja MacDonald (1991) leidsid, et vikerforelli marjal mida hoiti 6 päeva 1000-2500 mg/l kontsentratsiooniga settes, oli suremus 100%. Peale pikaajalist eksponeerimist (163 päeva) kontsentratsioonil 97-110 mg/l oli ketal marja suremus 77-90 %.

Messieh töörühm (1981) leidis, et kattes Atlandi heeringa marja õhukese sette kihiga on tulemuseks suur suremus, aga nad ei suutnud detekteerida ühtegi kahjulikku efekti koorumisele sel juhul, kui taashõljustatud sette kontsentratsioon oli 7000 mg/l. Siiski leiti, et koorumiseprotsent oli madalatel sette kontsentratsioonidel kõrgem.

Kiorboe töörühm (1981) leidis, et Atlandi heeringa marja areng ei halvenenud, kui seda eksponeeriti 300 ja 500 mg/l setete kontsentratsioonidele ühe päeva jooksul. Pakuti välja, et taashõljustatud sette suurenenud kontsentratsiooni kahjulik efekt ilmneb, kui hapniku tase on langenud. Seda aga juhtub tihti siis, kui merepõhjast vabastatakse orgaanilist ainet ja muid redutseerivaid ühendeid.

7.4.2 Mõju vastsetele

Kalade vastsed on taashõljustatud sette suhtes palju tundlikumad, kui mari. Hõljumi kõrge kontsentratsioon võib kaasa tuua nii kahjulikke kui lausa surmavaid mõjusid.

Paljudel kalaliikidel on nägemine toidu otsinguks oluline. Zooplanktonist toitumise eas (vastseeas) on see nii kõigil kaladel. Selliste liikide nagu euroopa anšoovise (*Engraulis engrasicholus*), atlandi merilesta (*Pleuronectes platessa*), hariliku kammelja (*Psetta maxima*), hariliku merikeele (*Solea solea*) ja tursa vastsed märkavad oma saaki vaid mõne millimeetri kauguselt (tavaliselt vähem kui üks kehapikkus) (Bone et al. 1995). Kui vesi muutub turbulentsi tulemusena sogasemaks, siis vastsete toidu eristamise kaugus väheneb. Samuti võivad peened setteosakesed kinnituda lõpustele ja põhjustada lämbumist (Groot 1980).

Johnston ja Wildish (1982) uurisid taashõljustatud sette kõrge kontsentratsiooni mõju Atlandi heeringa vastsete toitumisvajadusele. Leiti, et heeringa vastsed tarbisid kontsentratsioonil 20 mg/l märkimisväärselt vähem toiduobjekte. Pakuti, et seda põhjustas väiksem valguse intensiivsus ja saagi nähtavus. Autorid leidsid veel, et väiksemad vastsed olid rohkem mõjutatud kui suuremad.

Newcombe ja MacDonald (1991) leidsid, et madalad (25 mg/l) taashõljustatud sette kontsentratsioonid mõjutasid 24 tunnise eksponeerimise korral *Thymallus arcticus*'e vastsete suremust minimaalselt (6 %). Seevastu kontsentratsioon 230 mg/l, milles hoiti kalu 4 päeva, põhjustas 47 %-lise suremuse.

Surmavate mõjude tekkeks on üldiselt vajalikud suuremad taashõljustatud sette kontsentratsioonid. Hanssoni (1995) ülevaatest selgub, et vastsete suremus suureneb, kui kontsentratsioon on üle 100 mg/l.

7.4.3 Mõju juveniilsetele ja täiskasvanud kaladele

Taashõljustatud sette võib kaladel põhjustada nii kõrge hõljumi kontsentratsiooniga piirkonna vältimist kui ka surma. Jämedalt öeldes peavad kontsentratsioonid vältimise jaoks olema skaalas milligrammi liitri kohta. Surmamiseks peavad kontsentratsioonid olema skaalas grammi liitri kohta. Nagu juba eelpool mainitud, ei kehti see heeringaliste kohta, kes on taashõljustatud sette suhtes tundlikumad.

Vältimist ja surma esile kutsuvad läviväärtused sõltuvad suurel määral kala liigist. Üldiselt võib öelda, et põhjakalad on taashõljustatud sette suhtes tolerantsemad kui pelaagilised liigid. Setted võivad juveniile ja täiskasvanud kalu mõjutada mitmel erineval moel (vt järgmised alapeatükid).

7.4.4 Erinevad mõjumehhanismid

Lõpuste ummistus

Vees sisalduvad väikesed setteosakesed võivad kinni katta kala respiratoorse epiteeli, mille

tulemusena halveneb gaasivahetus veega. Lõpuse lamell võib kinni püüda suuremad setteosakesed ja blokeerida nii vee läbipääsu, mis viib omakorda hapniku sissepääsu blokeerimiseni (DOER 2000).

Juveniilses elustaadiumis olevad kalad on tahke sette suhtes tundlikumad kui täiskasvanud kalad. Kala kasvades suurenevad lõpuste mõõtmed ja seeläbi ka avad lõpusefiltris. See omakorda tähendab, et kala kasvades võivad lõpused kinni püüda vähem setteosakesi. Lisaks on väiksematel kaladel suurematega võrreldes kõrgem metabolismi tase. Väiksemad kalad vajavad näiteks ühe kehakaalu ühiku kohta rohkem hapnikku ja seega ei talu nad ka samasugust lõpuseummistuste taset (Moore 1991).

Heeringalised on planktontoidulised ja nende lõpusekaared on kohastunud väikeste objektide kinnipidamiseks. Seetõttu ummistuvad heeringaliste lõpused kergemini setetega ja nad on selle suhtes ka tundlikumad.

Kehapinna abrasioon

Karedad ja jämedad osakesed võivad kahjustada kalu läbi kehapinna abrasiooni, mille tulemusena eemaldub nahalt kaitsev lima ning suureneb isendi tundlikkus parasiitide ja haiguste suhtes (Everhart & Duchrow 1970).

Halvenenud nägemine

Enamus kalu kasutab nägemist toidu otsinguks. Taashõljustatud sette suurenenud kontsentratsioonidel nähtavus väheneb, mis teeb toitumise keeruliseks. Mõningased nihked mudasest veest püütud kalade toitumisharjumustes vihjavad, et halvenenud nägemine ja toidu kättesaadavus võivad omada mõningast lokaalset tähtsust (Bouma 1976).

Vältimiskäitumine

Messieh' töörühm (1981) leidis, et juveniilsetel Atlandi heeringatel ilmnes märkimisväärne vältimiskäitumine sette kontsentratsioonidel üle 12 mg/l ja arvati, et mõningane vältimine tekib ka täiskasvanud heeringatel. Johnston ja Wildish (1981) leidsidki, et täiskasvanud heeringad vältisid piirkonda, mille taashõljustatud sette kontsentratsioon oli üle 10 mg/l.

Täiskasvanud lõhelistel ilmneb kontsentratsioonidel üle 100 mg/l vältimisreaktsioon juba peale esimest tundi (Newcombe & MacDonald 1991). Wildish ja Power (1985) näitasid, et täiskasvanud tintlane (*Osmerus mordax*) väldib taashõljustatud setet kontsentratsioonidel üle 22 mg/l.

Westenbergi töörühm (1996) tegi seeria laboratoorseid eksperimente tursa ja Atlandi heeringaga. Nad leidsid osalise vältimisreaktsiooni kaladel, kes olid kontaktis lubja ja savi hõljumiga kontsentratsioonil umbes 3 mg/l. Täielik vältimisreaktsioon oli kaladel, kes olid vees mille taashõljustatud sette kontsentratsioon oli 6-8 mg/l.

Surm

Newcombe ja MacDonald (1991) leidsid, et juveniilsed lõhelised hukkuvad, kui nad puutuvad nelja päeva jooksul kokku settega, mille kontsentratsioon on vahemikus 1- 49 g/l. Atlandi merilest, keda hoiti savisettelisel kontsentratsioonil 3000 mg/l, püsis elus 14 päeva (Newton 1973).

Mudelite järgi on kindlaks tehtud, et 72 tuuliku paigaldamisel eraldub põhjast vette 4000 m³ setteid (SEAS 2000). Samas leiti, et taashõljustatud sette kontsentratsioon on kõrgem kui 15 mg/l vaid kaevamiskoha läheduses ning sedagi kümnel protsendil ehitamise perioodist. See tähendab, et mõningast efekti marjale ja vastsetele on oodata ehitusala vahetus läheduses. Vastav kogus setteid ei ole aga piisav, et põhjustada juveniilsete ja täiskasvanud kalade surma. On aga ootuspärane, et ehitustegevuse (mille hulka kuulub ka setete vabastamine põhjast) tulemusena tekib kaladel stress, mis omakorda kutsub esile vältimist selle piirkonna suhtes.

7.5 Kokkuvõttev arutelu: millised mõjud on tuuleparkidel kaladele kirjanduse põhjal?

Paljud Euroopa tuuleparkide ehitusele eelnenud uuringud (ning nende tööfaasis tehtud seired) on jõudnud järeldusele, et tuuleparkide kõige suuremad negatiivsed mõjud on seotud merelindudega, eeskätt merel toituvate sukelpartidega. Nende lindude jaoks on tuuleparkide jaoks sobivad madalikud traditsioonilised toitumisalad. Suured turbiinid peletavad linde eemale ning seega on linnud sunnitud vältima energeetiliselt kõige paremaid toitumisalasid. Ühe konkreetse pargi rajamine ei ole veel katastroofiline, ent paljude tuuleparkide kulmineeruv mõju on kindlasti väga negatiivne. Käesolev töö keskendus aga kaladele ning seega edasises arutluses linde ning muid elusorganisme ei puudutata.

Tänapäevaste teadmiste järgi on tuuleparkide kõige olulisemad mõjud kalastikule seotud turbiinide poolt tekitatud müraga. Just müra mõju uurimine on hetkel kõige komplekssem ja problemaatilisem teema, sest selle erinevate mõjude korrektne uurimine ja kirjeldamine eeldab väga paljude detailidega arvestamist, mis praktikas on sageli väga keerukas. Teisele kohale võiks asetada elektromagnetväljade mõju testimise, millega on seotud sisuliselt samad probleemid. Praegusel hetkel pole isegi veel täpselt selge, millised on paljude kalaliikide kuulmismehhanismid – rääkimata siis sellest, kuidas liigid reageerivad mürale. Ometigi on välja arvatud, et näiteks tursk ja heeringas võivad ehitusmüra kuulda isegi kuni 80 km kaugusele. Arvestades seda, et need kalad on mõlemad tundlikud helirõhule, võib seda arvu pidada suhteliselt reaalseks. Siiski, enamik järeldusi tuginevad vaid teoorial – aluseks on võetud hästi uuritud kuulmisega kalad ja mõõdetud müratugevused ning siis nende põhjal arvatud vastavad väärtused. Tegelikult on vastamata küsimusi veel palju. Näiteks järgnev: kui kalad tõesti kuulevad nii kaugele, siis kas müra eristamisega kaasneb ka selge negatiivne mõju liigi bioloogiale? Paralleeliks võiks tuua tõsiasja, et enamik linde ja imetajaid elab tänapäeval Eestis tunduvalt suurema müra (näiteks maanteemüra) tingimustes kui sadakond aastat tagasi – samas pole olemas tõid mis selgelt näitaks mõõduka tugevusega müra kahjulikkust. Ka kalade puhul pole ükski teadustöö veel reaalses looduslikes tingimustes tõestanud ei müra kahjulikkust, ega isegi mitte seda, kas kalad ikka kuulevad nii kaugele kui seda näitavad teoreetilised arvutused.

Kuulmise teema edasiarendusena oleks kõige olulisem välja selgitada kalade vältimisereaktsioonid tuulepargist tulevale ehitusmürale. Mingil määral (teatavate

parameetritega heliallikate osas) ongi seda juba tehtud. Tulemused näitavad, et lõhel peaks esinema märkimisväärset vältimist 1,4 km, soomuslestal 1,6 km ja tursal 5,5 km kaugusel tuulepargist (Nedwell et al. 2003a). Kuid needki arvud põhinevad teoreetilistel arvutustel, milles kasutatud algandmete õigsus on veel küsimärgi all. Lisaks sõltuvad need arvud ka näiteks tuulepargis kasutatavast tehnikast ja nn leevendamise meetoditest.

Tuulepargi mõjude kontekstis on kindlasti oluline ka otsene füüsiliste kahjustuste ala, sest puurimisala läheduses ilmnevad väga suured helirõhu tasemed. Kirjanduses leidub mõningaid andmeid kalade mitmete sisemiste vigastuste kohta ning teateid on ka surmaga lõppenud katsetest (Caltrans 2001). Kuid samas on ka vastupidiseid näiteid, kus autorid jõuavad järeldusele, et kalad ei saa puurimise müra üldse mõjutatud (Nedwell et al. 2003c). Enamvähem kindel on see, et otsene füüsiliste kahjustuste ala esineb (kui üldse?) ainult puurimisala vahetus läheduses ning pealegi on ehitusperiood ajutine nähtus – vähemalt võrreldes pikemaajalisema tööperioodiga.

Operatsioonifaasiga kaasneva müra kohta on teada järgmist. Teoreetilised arvutused näitavad, et tursk ja heeringas kuulevad töömüra ligikaudu 4 km kauguselt allikast, soomuslest ja lõhe arvatakse ligikaudu 1 km kauguselt (Thomsen et al. 2006). Teised allikad jälle väidavad, et need kaugused on maksimaalselt 0.5 km lõhel, 15 km tursal ja 25 km hõbekogrel (Wahlberg & Westerberg 2005). Erinevused nendes arvudes tulenevad erinevatest arvutusviisidest ja erinevatest lähteandmetest. Niisiis, enne kui ei ole olemas ühtset ja adekvaatset mõju hindamise ja arvutamise viisi, millega nõustuks enamik vastava valdkonna spetsialiste, ei saa ka üheselt väita, et tänaseks teada olevad arvud on õiged. Siiski, ehitusmüra osas näib nõnda, et enamik autoreid on jõudnud tulemusteni mis näitab et töömüra mõjud on oluliselt väiksemad kui ehitusmüra puhul ja see tähendab, et otsese füüsilise kahjustuse ala väheneb märgatavalt, olles märkimisväärne ainult tuuliku vahetus läheduses. Arvestades töömüra pidevust ning selle muutumise aeglust (näiteks tuule tõustes müra suureneb) on muidugi eeldada, et kalad väldivad seda piirkonda aegsasti ning otseseid kahjustusi ei teki.

Wahlberg ja Westerberg (2005) leidsid, et tuulikute töömüra kõige tähtsam negatiivne komponent on kaladele kommunikatiivselt tähtsate helide varjestamine. Helid on mõnede liikidele bioloogiliselt väga olulised ning nende varjestamine võib seega osutada kohati tõsiseks probleemiks. Arvestades seda, et töömüra on praktiliselt pidev ja seda tekib aastakümnete jooksul on tegu ilmselt ühe avamere tuuleparkide rajamisega seotud kõige negatiivsema efektiga kaladele.

Omaette teema on see, mil määral kalad töömüraga ära harjuvad. Selles osas on erinevate autorite arvamused vastuolus (näiteks Enger et al. 1993; Knudsen et al. 1997) ning vastuvaieldamatud seisukohad puuduvad.

Müra mõjude vähendamiseks on võimalik kasutada ennetavaid abinõusid, mille rakendamine sõltub eeskätt riigis valitsevast seadusandlusest. Pole põhjust arvata, et arendajad hakkaks kasutama kulusid tõstvaid meetmeid kui need ei ole kohustuslikuks tehtud. Kuna nii mõnede Eestisse kavandatavate avamere tuuleparkide puhul saaksid puurimised toimuma kõvapõhjalisel substraadil, siis kindlasti oleksid suurt töömüra leevendavad meetmed teretulnud. Näiteks võiks kasutada puurimiseks kasutatava vaia mässimist akustiliselt isoleeritud materjali sisse või ümbritseda seade õhumullikestest koosneva kardinaga (Thomsen et al. 2006). Samuti saab varieerida puurimistehnikat nii, et selle mõju oleks minimaalne.

Ehitusfaasis tekib lisaks mürale ka teine probleem. Selleks on taashõljustunud sediment. Tänapäevaste teadmiste valguses on selle mõju siiski küllalt piiratud ning ei ulatuks Läänemeres kuigi kaugemale otsesest ehitustsoonist.

Mitmed uuringud näitavad, et paljud kalaliigid on magnetväljade suhtes tundlikud (nt Walker 1984; Formicki et al. 2004). See aga ei tähenda tingimata, et avamere tuuleparkide elektri kaablitel on selgelt ja vastuvaidlematult negatiivne efekt kogu kalastikule. Siiski on senini läbiviidud uuringutes tuvastatud nii kalade vältimiskäitumist kui ka orientatsiooni kaablite suhtes. Näiteks mõnedes uuringutes tuvastati, et lestad ületasid kaableid peamiselt vaid siis kui merel oli tuuletum periood, see tähendab siis kui emiteerus väiksem kogus elektromagnetilisi laineid (Anonüümne 2006). Täheldatud on ka tursa parvede kogunemist kaablite vahetusse lähedusse ning angerja rännet piki kaablit (Anonüümne 2006).

Elektromagnetväljade kontekstis kõige murettekitavam avastus on see, et angerjate ränne aeglustub kaablite kohal (Öhman et al. 2007). Kuigi ajakadu ei ole suur (keskmiselt umbes pool tundi isendi kohta) ning migreeruvad kalad kaotavad sellega küllaltki tühise aja võrreldes nende rände ajalise kestvusega, ei ole probleem ise siiski tühine. Lokaalselt vaadatuna pole pool tundi suur kaotus ning vaid üks kaabel tervikuna ju rännet oluliselt ei mõjutaks. Siin tuleb aga meeles pidada seda, et tänapäeval plaanitakse mitmel pool maailmas (eriti Loode-Euroopas) ehitada hulganisti avamere tuuleparke. Seega on tuleviku perspektiivis väga oluline arvestada ka tuuleparkide kumulatiivsete efektidega. Võib eeldada et kümnete ja sadade kaablite olemasolu korral tulevikus summeruks kirjeldatud mõju juba tõsiseks probleemiks – arvestades seda, et väike osas angerjaid said läbiviidud katses kaabli poolt ka märksa tõsisemalt eksitatud.

Tänaste teadmiste valguses võib öelda, et Läänemeres toimub angerja ränne piki rannikut ja Eestisse tuuleparkide rajamise kontekstis võib öelda, et probleem hõlmab seega näiteks ka Neugrundi piirkonda kus on juba läbi viidud keskkonnamõtjude hinnang (Kartau 2007) – Neugrundi ja mandri vahelt lähevad läbi ilmselt kõik Soome lahe lõunakalda mageveekogudest ookeanisse rändavad rändangerjad. Ei tohi unustada, et angerjavaru seisund on praegu selgelt vähenev ja teema on üles tõstetud üle-euroopalisel tasemel. Vastu võetud on angerja majandamise kava ning see näeb eesmärgina ette ookeani jõudvate angerjate arvu suurendamise. Seega tuleks praegusel hetkel teha piisavalt pingutusi mõjude vähendamiseks, et ära hoida probleemide kuhjumine tulevikus.

Kaablite elektromagnetväljade negatiivse mõju leevendamiseks on mitmeid võimalusi – näiteks kaablite matmine merepõhja ja selliste kaablitüüpide kasutamine, mille magnetväljade emissioon on nullilähedane (Öhman et al. 2007). Esimest varianti pole Eestis kõigjal võimalik rakendada, sest merepõhi on mitmes piirkonnas kõvapõhjaline ning kaabli matmiseks teostatav lisapuurimine või –süvendamine ei oleks keskkonnalisest aspektist vaadatuna mõttekas ning lisaks maksaks väga palju. Teine võimalus on teostatavam. Kasutatavad kaablid avamere tuulepargis võiksid eelistatult olla vahelduva vooluga (AC) ja kolmetuumalised (Öhman et al. 2007). Nii väheneb magnetväljade emissioon, sest tuumakonduktorite vahel on lühike vahemaa. Keskkonnamõju vaatepunktist on selline kaabli konstruktsioon kindlasti eelistatuim. Juhul kui mandriga ühendamiseks otsustatakse siiski kasutada kolme eraldi kaablit, siis peaksid need kaablid kindlasti asetsema üksteise vahetus läheduses, et vähendada nendest tulenevaid magnetvälju. Turbiinide omavahel ühendamiseks kasutatakse tavaliselt ainult ühte kolmetuumalist kaablit (Öhman et al. 2007), mis on keskkonnamõju seisukohalt aktsepteeritav.

Kuna turbiinid on paigaldatud põhja ja samas lõikavad nad ka läbi veesamba, siis võivad vette paigaldatud uued struktuurid käituda nii kunstlike riffide kui ka kalu koondavate struktuuridena. Üldjoones võib see kaasa tuua isegi saakide suurenemise kõnealusel piirkonnas. Samas tuleb see teiste piirkondade arvelt, mistõttu lihtsalt püügiühiku kohta saadud suuremaid saake ei saa paraku vaadelda kui tuuleparkide positiivset mõju kaladele (Ambrose & Swarbrick 1989; Wilhelmsson et al. 2006). Tegemist on lihtsalt kalu koondavate struktuuridega. Niisugust asja „ära kasutades” on tegelikult võimalik ülepüügi oht.

Kalapüügi lubamise või mittelubamise kontekstis tuleb pärast pargi rajamist kõigepealt selgeks teha, kas tuulepargil on ikka kohalikule kalastikule mingisugune mõju (s.t. kalasid koondav mõju või biodiversiteeti suurendav mõju). Juhul kui rajatav park asetseb peamiselt kõvapõhjalisel substraadil ning kui lisada sellesse piirkonda veel kõva substraati tuulikute näol, siis on tõenäoline, et keskkonna heterogeensus ei muutu. Teine olukord oleks siis, kui paigaldada tuulikud liivasele substraadile. Nii või teisiti tuleks ikkagi alati läbi viia kalaseire (enne ja pärast ehitust), mis annaks olulist informatsiooni vastava ala kalavarude kohta. Siinkohal tuleb kindlasti väga täpselt jälgida olemasolevat kogemust. Õige pole uuringut läbi viia liiga varases postkonstruktsioonilises faasis. On näiteid, kus selle vastu on eksitud - kaladele ei ole antud piisavalt aega uute keskkonna tingimustega kohanemiseks (Anonüümne 2006). Esialgsed uuringud on andnud tulemuse, et kalastik on häiritud, ent veidi hiljem läbi viidud kordusuuringud on jõudnud vastupidisele tulemusele. Seega saab uue elukeskkonna täielikku mõju kaladele hinnata alles mõni aasta pärast ehituste lõppu.

Kokkuvõtteks: tuuleparkide mõju kalastikule pole üheselt selge. Seetõttu ei saa anda ka ühest hinnangut nende rajamisega kaasnevale Eesti kontekstis. Vaieldamatuid ja väga olulisi negatiivseid mõjusid kalastikule Hiiumaa lähedastele madalikele rajatav tuulepark ilmselt kaasa ei tooks (siinkohal on vaatluse alt välja jäetud kaudsed mõjud, näiteks mõjud läbi toidubaasi): seda juhul kui ehitusfaasis kasutatakse piisavalt häirimist leevendavaid vahendeid ning elektrit transportivad kaablid valitaks kõige väiksemate mõjudega tehnoloogiate hulgast. Samas on põhimõtteliselt selge ka see, et niinimetatud „nullvariant” (tuuleparkide mitterajamine merre) oleks kindlasti ja alati kõige ohutum. Samas, inimkond vajab elektrienergiat. Kui seda ei saa tuulest, siis tuleb seda saada mujalt, näiteks fossiilsete kütuste põletamisel. See võib aga omakorda kaasa tuua kliima soojenemise, mis omakorda võib negatiivselt mõjutada muuhulgas ka Läänemerd ja selle kalastikku.

8 Hinnang Hiiumaa madalikele planeeritava tuulepargi mõju kohta kalastikule

Käesoleva lepingu peäülesandeks oli anda hinnang sellele, kas Hiiumaa lähedastele madalikele tuulepargi rajamine võiks kaasa tuua negatiivse mõju kalastikule. Sellise hinnangu andmiseks on vaja lähteandmeid kahest valdkonnast:

- vaja on ülevaadet piirkonna kalastikust;
- vaja on teoreetilisi teadmisi tuulepargi võimalikest mõjudest kalastikule.

Läbiviidud välitööde käigus tekkis piisavalt detailne ülevaade uuritud madalike kalastikust. Uuringu käigus tabati kokku 13 liiki (näiteks Neugrundil tabati 17 liiki ja Gretagrundil 18 liiki). Detailne ülevaade on antud peatükis 3.

Ei saa välistada, et mõni vähearvukas kalaliik võis jääda välitööde käigus tabamata. Samas on selge, et niisuguste liikide jaoks, kes on uuritud madalikel esindatud väga vähearvukalt, ei saa

see piirkond ilmselt olla populatsiooni jaoks eluliselt tähtsaks biotoobiks. Võimaliku tuulepargi rajamise mõju sellistele liikidele on seega küllalt marginaalne.

Senised teadmised tuuleparkide mõjust kalastikule on refereeritud peatükis 7. Nagu selgub, on need peamiselt järgnevad:

- ehitusmüra (näiteks puurimismüra ja/või vaiade rammimismüra) ehitusfaasis;
- pinnasetööde mõjul tekkiv hõljuv sediment ehitusfaasis;
- ehitusega seotud laevade müra ehitusfaasis;
- turbiinide töömüra opereerimisfaasis;
- turbiinidevaheliste kaablite elektromagnetväljad opereerimisfaasis;
- tuuleparki maismaaga siduvate kaablite elektromagnetväljad opereerimisfaasis;
- turbiinide hooldamisega seotud laevaliikluse poolt tekitatud müra opereerimisfaasis;
- vette rajatud füüsiliste struktuuride poolt kalade käitumise mõjutamine (näiteks nn. koondav mõju) opereerimisfaasis;

Lisaks ülaltoodule toob tuulepargi rajamine kaasa kaudseid mõjusid üle toiduahela. Kuna mõju elupaikadele, selgrootutele ja põhjataimedele analüüsiti kõnealuse piirkonna puhul Georg Martini juhtimisel eraldi lepinguga TÜ Eesti Mereinstituudi teise uurimisgrupi poolt, siis ei peatu käesolev analüüs kaudsetel mõjudel. Lühidalt võib siiski öelda, et kõnealune G. Martini poolt juhitud uuring jõudis järeldusele, et müra, vibratsiooni ja uue hõivamata substraadi tekke tõttu võib põhjaloomastikus aset leida mõningaid muutusi. Kuna praegusel hetkel puudub siiski väga täpne prognoos toiduahelas aset leidvate muutuste kohta, siis ei saa prognoosida ka selliste muutuste mõju kalastikule. On selge, et toidubaasi vaesustumise korral (väiksem biomass, vähem selgrootute liike) mõjub see negatiivselt piirkonda asustavatele kaladele.

Arvestades Hiiumaa-lähedastel madalikel kindlaks tehtud kalaliike ja liikide arvukust võib öelda, et otsesest ja vaidlustamatut ohtu kalastikule tuulepargi rajamine kaasa ei tooks. Selliseks arvamusel aluseks on järgmine argumentatsioon:

- 1) Uuritud madalikel ei tabatud ühtegi Loodusdirektiivi II lisasse kantud kalaliiki. Siiski, juhuslikult võivad piirkonnas esineda järgmised liigid: jõesilm, võldas ja lõhi. Jõesilmu ja lõhi puhul on välistatud ala kasutamine sigimiseks, sest kõnealused liigid koevad magevees (jõgedes). Võldas saab olla piirkonnas vaid maksimaalselt juhuslik asukas, kelle jaoks see piirkond kindlasti olulist rolli mängida ei saa. Isegi kui võldas madalikul leiduks ja sõltuks sellest kogu oma elutsükli jooksul, tuleks nentida, et võldase arvukus paljudel teistel merealadel (näiteks Saaremaa lääne- ja lõunarannikul väikestes sügavustes) on märkimisväärselt kõrgem. Oluline on siiski kaitsta liikide tüüpelupaiku (kus liik on kõige arvukam), kõikide võimalike esinemispaikade kaitsmine ei ole reaalne.
- 2) Hiiumaa-lähedastel madalikel ei tabatud ühtegi Loodusdirektiivi lisa V liiki, kuigi üsna tõenäoline on merisiia juhuslik esinemine. Samas, puuduvad igasugused andmed, et uurimisalustel madalikel võiksid siiad kudedada.
- 3) Hiiumaa-lähedastel madalikel tabati 5 Eesti Punasesse Raamatusse kantud kalaliiki: merivarblane, suurtoobias, nolgus, merihärg ja meripühvel. Esineda võib merisiig. Merisiia puhul on kategooriasse 1 (eriti ohustatud) kantud siirdevormid ning kategooriasse 2 (ohualtid) mereskudevad vormid. Samas ei oma uuritud madalikud merisiia jaoks kindlasti olulist tähtsust. Siinkohal tuleb tõdeda, et Eesti Punane

Raamat peab siiski ilmselt silmas Eesti jõgedes kudevaid siirdesiigu, Soome kari on tänapäeval Eestis väga arvukas ja näiteks Soome lahe ääres intensiivse tööndusliku püügi objekt, mis ilmselt kuidagi ei sobi kokku ka Punase Raamatu määratlusega „eriti ohustatud”. Mereskudevad siiad on tänapäeval Eestis märksa haruldasemad, ent nende sigimise tõenäosus Hiiumaa-lähedastel madalikel on väga väike. Kõik tabatud 5 liiki on kantud kategooriasse 5 (määratlemata). Nimetatud liigid võivad piirkonnas elada aastaringelt ning sõltuda sellest kogu elutsükli jooksul. Samas on kategooria 5 loodud pigem esile toomaks neid liike, kelle arvukus on ebaselge ning kes seega vajaks täiendavaid uuringuid. Kategoorias 5 nimetamine ei too automaatselt kaasa mingeid takistusi tegevuste läbiviimiseks nendes piirkondades kus nimetatud liigid elavad.

- 4) Hiiumaa-lähedastel madalikel tabati 1 Berni konventsiooni lisas III nimetatud liik: nolgus. Kõnealusel lisas nimetamine ei too automaatselt kaasa mingeid takistusi tegevuste läbiviimiseks piirkondades kus nimetatud liigid elavad.
- 5) Kokkuvõtteks, tööde käigus tabati mõningaid looduskaitsele tähelepanu vääriivaid liike. Mõned liigid elavad Hiiumaa-lähedastel madalikel tõenäoliselt aastaringelt, ent need liigid on sama arvukad või isegi märksa arvukamad ka mujal Eesti rannameres.
- 6) Hiiumaa-lähedastel madalikel tabati Eesti kalandusele töönduslikult olulisematest kaladest järgmisi: räim, kammeljas, lest, ahven, tursk. Samas on tegemist kaladega, kes on küllalt arvukad peaaegu kõikjal Eesti lääneosa rannameres. Ahvena jaoks ei ole avameri kindlasti ka tüüpilupaik ning selle liigi jaoks on olulised ikkagi madalamad ja varjatamad rannalähedased alad. Uuritud Hiiumaa-lähedasi madalikke saab ilmselt üsna oluliseks pidada lesta ja kammelja jaoks. Kahjuks puuduvad aga kvantitatiivsed võrdlusandmed kogu Eesti rannamere ulatuses, mis lubaks kasvõi ligikaudseltki hinnata kui suure protsendi liikidele olulistest elualadest uuritud madalikud moodustavad. Kutseliste rannakalurite poolt kasutatakse piirkonda kauguse ja tormidele avatuse tõttu äärmiselt vähe. Traalpüügile on aga uuritud ala oluline. Siinkohal tuleb muidugi tõdeda, et 20 meetrist madalamal traalpüüki ei toimu ja seega on olulised vaid madalike servaalad.
- 7) Hiiumaa-lähedastel madalikel püüti üks merilest, mis on selle liigi esimene kindlalt dokumenteeritud püügijuhtum üle 60 aasta (viimane püüti teadaolevalt 1948. aastal). Kuigi Eestis on liik seega väga haruldane, on samas tegu väga tüüpilise töönduskalaga Läänemere lõunaosas. Eestisse satub liik harva seetõttu, et eelistab suuremat soolsust.
- 8) Tänapäevased teadmised tuulepargi mõjudest kalastikule ütlevad järgmist: kõige olulisemad negatiivsed mõjud kalastikule on müra ning kaablite näol lisanduvad elektromagnetväljad. Samas ei ole tänaseni uuritud meres töötavate tuuleparkide puhul tuvastatud seda, et kõnealused faktorid mõjutaks oluliselt käesoleva uuringu käigus tabatud kalaliikide arvukust tuuleparkide piirkonnas või häiriks liikide normaalset elutsükli. Negatiivsete mõjude prognoosimisel tuleb siiski meele pidada seda, et valdkonda on senini uuritud veel väga vähe, mistõttu pikemaajalised negatiivsed mõjud (samuti eri tuuleparkide kumulatiivsed mõjud) võivad olla veel avastamata. Just viimast tulekski antud juhul oluliseks pidada, sest tuulepargi rajamiseks planeeritav piirkond on ikkagi väga suur. Isegi kui mõju on lokaalselt väike, tuleb tõdeda, et planeeritakse katta suurem osa Hiiumaast itta ja põhja jäävatest suhteliselt madalatest merealadest.

- 9) Tuulepargi ühendamiseks maismaaga on vaja paigaldada kaabel. Kuigi konkreetsed andmed puuduvad, on võimalik, et madalike ja Hiiumaa vahelt läheb läbi vähemalt osade suguküpsete Sargasso merre suunduvate rändangerjate oluline rändeteel. Mujal (näiteks Rootsis) läbiviidud katsed näitavad, et kaablitega kaasnevad elektriväljad mõjuvad Läänemeres rändavale angerjale häirivalt, mille tulemusena rände kiirus langeb ning osad isendid võivad algsest rännusuunast kõrvale kalduda. Niisiis võib eeldada, et paigaldatav kaabel saab olema täiendavaks häirivaks faktoriks rändangerja rändeteel. Samas on kõnealust negatiivset mõju võimalik leevendada kõige madalama keskkonnamõjuga kaableid kasutades ning kaablit põhja sisse mattes. Kui seda aga teha ei soovita, siis võivad kaablid angerja liikumist häirima hakata.

9 Nõudmised planeeritavale tuulepargile ja selle rajamisele

Käesolevas uuringus esitatud materjalile tuginedes võib kokkuvõtvalt järeldada, et kalastiku seisukohast ei ole tänastele teadmistele tuginedes võimalik välja tuua selgeid ja vastuvaidlematuid põhjusi, mis välistaksid uuritud Hiiumaa-lähedastele madalikele tuulepargi ehitamise. Kindlasti tuleks aga tuulepargi rajamise korral silmas pidada seda, et nii tuulepargi rajamisega kaasnevad ehitustööd kui ka tuulepargis kasutatavad tehnilised lahendused peavad vastama kindlatele tingimustele. Kalastikku silmas pidades on nendest olulisemad tingimused ehitusfaasis genereeritavale mürale ja hõljumile ning turbiine omavahel ja kogu parki maismaaga ühendavatele kaablitele.

Käesoleva aruande eesmärgiks ei olnud ega saanudki olla täpsete tehniliste tingimuste väljatöötamine. Juhul kui kõnealusesse piirkonda asutakse tööpoolest rajama tuuleparki, siis peab arendaja kindlasti tellima vastava ekspertiisi ning kooskõlastama keskkonnaministeeriumiga kõik pargi rajamise ja selle kasutamise üksikasjad. Samuti tuleb välja töötada programm kalastiku (ning loomulikult ka muude elustiku komponentide) seireks ehitusfaasis ja opereerimisfaasis. Viimase osas tuleks jälgida praegu (2009 aasta jaanuar – märts) välja töötavat käsiraamatut: „Guidelines for the investigation of the impacts of offshore wind farms on the marine environment in the Baltic States” (Koostaja Jan Kube), mis valmib ilmselt 2009 aasta keskpaigaks.

Juhul kui Hiiumaa madalikele rajatakse tuulepark, siis on vajalik selle mõjude regulaarne seire kalastikule vähemalt iga 2-3 aasta tagant. Juhul kui tuulepargi rajamisega alustamine venib üle kolme aasta (arvestades käesoleva uuringu välitööde lõpetamisest), siis on vajalik enne ehituse algust läbi viia täiendav kalastiku uuring ehituse ja opereerimise eelse seisundi täpseks fikseerimiseks.

10 Lisa 1. Välitööde käigus tabatud kalade süstemaatiline nimestik

Ülemklass: LÕUGSUUSED, GNATHOSTOMATA

selts: HEERINGALISED, CLUPEIFORMES

sugukond: Heeringlased, Clupeidae

1. Rääm, *Clupea harengus membras* L.

selts: TURSALISED, GADIFORMES

sugukond: Tursklased, Gadidae

2. Tursk, *Gadus morhua callarias* L.

selts: AHVENALISED, PERCIFORMES

sugukond: Ahvenlased, Percidae

3. Ahven, *Perca fluviatilis* L.

sugukond: Emakalalased, Zoarcidae

4. Emakala, *Zoarces viviparus* (L.)

sugukond: Mudillased, *Gobiidae*

5. Must mudil, *Gobius niger* L.

sugukond: Tobiaslased, Ammodytidae

Väike tobias e. nigli, *Ammodytes tobianus* (L.)

6. Suurtobias, *Hyperoplus lanceolatus* (Le Sauvage)

selts: MERIPUUGILISED, SCORPAENIFORMES

sugukond: Võldaslased, Cottidae

7. Merihärg, *Trigloporus quadricornis quadricornis* (L.)

8. Nolgus, *Myoxocephalus scorpius scorpius* (L.)

9. Meripühvel, *Taurulus bubalis* (Euphrasen)

sugukond: Merivarblaslased, Cyclopteridae

10. Merivarblane, *Cyclopterus lumpus* L.

selts: LESTALISED, PLEURONECTIFORMES

sugukond: Kammellased, Scophthalmidae

11. Kammeljas, *Scophthalmus maximus* (L.)

sugukond: Lestlased, Pleuronectidae

12. Lest, *Platichthys flesus trachurus* (Duncker)

13. Merilest, *Pleuronectes platessa* L.

Kasutatud kirjandus

- Alcala, A.C. and Russ, G.R. 1990. A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *Journal du Conseil Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 47:40–47.
- Alexander, R. M. 1967. *Functional design in fishes*. London : Hutchinson Lib. 160 pp.
- Ambrose, R.F. and Swarbrick, S.L. 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bull. Mar. Sci.*, 44: 718-733.
- Anonüümne. 2006. Danish Offshore Wind - Key Environmental Issues. Published by DONG Energy, Vattenfall, The Danish Energy Authority and The Danish Forest and Nature Agency.
- Bass, A.H. and McKibben, J.R. 2003. Neural mechanism and behaviours for acoustic communication in teleost fish. *Progress in Neurobiology* 69, 1-26.
- Betke, K., Schultz-von Glahn, M. and Matuschek, R. 2004. Underwater noise emissions from offshore wind turbines. Paper presented on CFA/DAGA 2004, 2 pp. (<http://www.Itap.de/Itap.htm>)
- Bergman, K., Svensson, S. and Öhman M.C. 2001. Influence of algal farming on fish assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 42:1379–1389.
- Blaxter, J.H.S. and Hoss, D.E. 1981. Startle response in herring: the effect of sound stimulus frequency, size of fish and selective interference with the acoustico-lateralis system. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 61, 871-879.
- Blaxter, J.H.S., Gray, J.A.B. and Denton, E.J. 1981. Sound and startle responses in herring shoals. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 61, 851-869.
- Bochert, R. and Zettler, M.L. 2004. Long-term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields. *Bioelectromagnetics* 25. 498-502.
- Bohnsack, J.A., Johnson, D.L. and Ambrose, R.F. 1991. Ecology of artificial habitats and fishes. In: Seaman, W. and Sprague, L.M. (Eds.). *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, San Diego, California: 61-107.
- Bohnsack, J.A., Harper, D.E., McClellan, D.B. and Hulsbeck, M. 1994. Effects of reef size on colonisation and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. *Bulletin of Marine Science* 55:796–823.
- Bohnsack, J.A. and Sutherland, D.L. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science* 37:11–39.
- Bone, Q., Marshall, N.B. and Blaxter, J.H.S. 1995. *Biology of fish*. Second edition. Blackie Academic & Professional, London.

- Bouma, A.H. ed. 1976. Shell dredging and its influence on Gulf Coast environments. Gulf Publishing Co., Houston.
- Brock, R.E. and Norris, J.E. 1989. An analysis of the efficacy of four artificial reef designs in tropical waters. *Bulletin of Marine Science* 44:934–941.
- Bucke, D., Feist, S.W., Norton, M.G. and Rolfe, M.S. 1983. A histopathological report of some epidermal anomalies of Dover sole, *Solea solea* L., and other flatfish species in costal waters off south-east England. *J. Fish Biol.* 23, 565-578.
- Bullock, T. H., Bodznick, D. A. and Northcutt, R. G. 1983. The phylogenetic distribution of electroreception: evidence for convergent evolution of a primitive vertebrate sense modality. *Brian Research Reviews* 6:25-46.
- Buwalda, R.J.A., Schuijf, A. and Hawkins, A. D. (1983). Discrimination by the cod of sounds from opposing directions. *J. Comp. Physiol.* 150, 175-184.
- Caltrans. 2001. Fisheries Impact Assessment. San Francisco - Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project. PIPD EA 012081, Caltrans Contract 04A0148, Task Order 205.10.90, PIPD 04-ALA-80-0.0/0.5: 57 pp.
- Castro J.J., Santiago J.A. and Santana-Ortega A.T. 2002. A general theory on fish aggregation to floating object: an alternative to the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11:255–277.
- Centre for Marine and Coastal Studies. 2003. A baseline assesment of electromagnetic fields generated by offshore windfarm cables. Collaborative Offshore Wind Research Ino the Environment (COWRIE) Report. Liverpool, pp 71.
- Chapman, C.J. and Hawkins, A.D. 1973. A field study of hearing in cod, *Gadus morhua*. *J. Comp. Physiol.* 85, 147-167.
- Chapman, C.J. and Sand, O. 1974. Field studies of hearing in two species of flatfish *Pleuronectes platessa* (L.) and *Limanda limanda* (L.) (Family Pleuronectidae). *Comp. Biochem. Physiol.* 47A, 371-385.
- Chapman, C. J., Johnstone, A. D. F., Dunn, J. R. and Creasey, D. J. 1974. Reaction of Fish to Sound Generated by Divers' Open-Circuit Underwater Breathing. *Mar. Biol.* 27, 357-366.
- Chapman, M.R. and Kramer, D.L. 1999. Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados Marine Reserve boundary: effects of reserve protection and habitat characteristics. *Marine Ecology Progress Series* 181:81–96.
- Coleman, F.C., Figueira, W.F., Ueland, J.S. and Crowder, L.B. The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *Science* 2004;305:1958–60.
- Coombs, S. and Montgomery, J.C. 1999. The Enigmatic Lateral Line System. In: Fay, R.R. and Popper, A.N. (eds.). *Comparative Hearing: Fish and Amphibians*, 319-362.

- Cripps, S.J. and Aabel, J.P. 1995. DPI .Fish survey using R.O.V. data. RF-Rogaland Research Report No. RF-95/301. Stavanger, Norway. 12 p.
- Culik, B.M., Koschinski, S., Tregenza, N. and Ellis, G.M. 2001. Reactions of harbour porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. Mar. Ecol. Progr. Ser. 211, 255-260.
- Degn, U. 2000. Offshore wind turbines—VVM. Underwater noise measurements, analysis, and predictions. Rep.No. 00-792 rev. 1, Ødegaard & Danneskiold-Samsøe A/S. SEAS Distribution A.m.b.A., Haslev.
- Denton, E.J. and Gray, J.A.B. 1993. Stimulation of the acusto-lateralis system of clupeid fish by external sources and their own movement. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B. 341, 113-127.
- Dethlefsen, V. 1985. Krankheiten von Nordseefischen als Ausdruck der Gewässerbelastung. Abhandlung Naturwissenschaftlicher Verein Bremen 40, 233-252.
- DEWI. 2004. Deutsches Windenergie-Institut: Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch Schallimmissionen von Offshore-Windenergieanlagen. -Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 0327528A an das BMU, 123 pp.
- Dijkgraaf, S.1962. The functioning and significance of the lateral-line organs. *Biol. Rev.* 38:51-105.
- DOER. 2000. Assessment of potential impacts of dredging operations due to sediment resuspension. Dredging Operations and Environmental Research Program, Technical note: ERDC TN-DOER-E9, May 2000, p. 1-14.
- Dunning, D.J., Ross, Q.E., Geoghegan, P., Reichle, J.J., Menezes, J.K. and Watson, J.K. 1992. Alewives avoid high-frequency sound. *N. Am. J. Fish. Manage.* 12, 407-416.
- Engås, A., Misund, O.A., Soldal, A.V., Horvei, B. and Solstads, A. 1995. Reactions of penned herring and cod to playback of original, frequency-filtered and time-smoothed vessel sound. *Fisheries Research* 22, 243-254
- Engell-Sørensen, K. and Skyt, P.H. 2001a. Evaluation of the Effect of Noise from Offshore Pile-Driving on Marine Fish.
- Engell-Sørensen, K. and Skyt, P.H. 2001b. Evaluation of the Effect of Sediment Spill from Offshore Wind Farm Construction on Marine Fish
- Enger, P.S. 1967. Hearing in Herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22, 527-538.
- Enger, P.S. 1981. Frequency discrimination in teleosts - central or peripheral? In: Tavolga, W.M., Popper, A. N. and Fay, R.R. (eds.). *Hearing and Sound Communication in Fishes*. Springer , New York, 243-255.

- Enger, P.S., Kalmijn, A.D. and Sand, O. 1989. Behavioural investigations on the function of the lateral line and inner ear in predation. In: Coombs, S., Görner, P. and Münz, H. (eds.) The mechanosensory lateral line. Springer-Verlag, New York, 375-387.
- Enger, P.S., Karlsen, H.E., Knudsen, F.R. and Sand, O. 1993. Detection and reaction of fish to infrasound ICES Mar.Sci.Symp. 196, 108-112.
- Everhart, W.H. and Duchrow, R.M. 1970. Effects of suspended sediment on aquatic environments. NTIS U.S. Department of Commerce, PB-196-641.
- Fay, R.R. and Popper, A.N. 1999. Hearing in Fishes and Amphibians: An Introduction. In: Fay, R.R. and Popper, A.N. (eds.). Comparative Hearing: Fish and Amphibians, 1-14.
- Fay, R.R. and Simmons, A.M. 1999. The Sense of Hearing in Fishes and Amphibians. In: Fay, R.R. and Popper, A.N. (eds.). Comparative Hearing: Fish and Amphibians, 269-318.
- Fayram, A.H. and Risi, A. 2007. The potential compatibility of offshore wind power and fisheries: An example using bluefin tuna in the Adriatic Sea. Ocean & Coastal Management 50, 597–605.
- Fonteneau, A., Ariz, J., Gaertner, D., Nordstrom, V. and Pallares, P. Observed changes in the species composition of tuna schools in the Gulf of Guinea between 1981 and 1999, in relation with the Fish Aggregating Device fishery. Aquatic Living Resources 2000;13:253–7.
- Formicki, K. and Winnicki, A. 1998. Reactions of fish embryos and larvae to constant magnetic fields. *Italian J. Zool.* 65, 479-482.
- Formicki, K., Sadowski, M., Tanski, A., Korzelecka-Orkisz, A. and Winnicki, A. 2004. Behavior of trout (*Salmo trutta* L.) larvae and fry in a constant magnetic field. *J. Appl. Ichthyol.* 20, 290-294.
- Gill, A.B., Gloyne-Phillips, I., Neal, K.J. and Kimber, J.A. 2005. Cowrie 1.5 electromagnetic fields review. The potential effects of electromagnetic fields generated by sub-sea power cables associated with offshore wind farm developments on electrically and magnetically sensitive marine organisms – a review.
- Greenstreet, S.P.R., Armstrong, E., Mosegaard, H., Jensen, H., Gibb, I.M., Fraser, H.M., Scott, B.E., Holland, G.J. and Sharples, J. 2006. Variation in the abundance of sandeels *Ammodytes Marinus* off southeast Scotland: an evaluation of area-closure fisheries management and stock abundance assessment methods. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1530–1550.
- Gregory, J. and Clabburn, P. 2003. Avoidance behaviour of *Alosa fallax fallax* to pulsed ultrasound and its potential as a technique for monitoring clupeid spawning migration in a shallow river. *Aquatic Living Resources* 16, 313-316.
- Groot, S.J. De.1980. The consequences of marine gravel extraction on the spawning of herring, *Clupea harengus* Linné. *Journal of Fish Biology*, vol. 16, 605-611.

- Hansson, S. 1995. En litteraturgenomgång av effekter på fisk av muddring och tippning, samt erfarenheter från ett provfiske inför Stålverk 80. Tema Nord, no. 513, 73-84.
- Hanson, M. and Westerberg, H. 1987. Occurrence of magnetic material in teleosts. *Comp. Biochem. Phys. A : Physiology* 86, 169-172.
- Harada, Y., Taniguchi, M., Namatame, H. and Ad Iida, A. 2001. Magnetic materials in otoliths of bird and fish lagena and their function. *Acto Oto-Laryngologica* 121, 590-595.
- Hastings, M. C. and Popper, A. N. 2005. Effects of sound on fish. California Department of Transportation Contract 43A0139 Task Order, 1. http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Effects_of_Sound_on_Fish23Aug05.pdf
- Hawkins, A.D. 1993. Underwater sound and fish behaviour. In: Pitcher, T.J. (ed.), Behaviour of Teleost Fishes 2nd edition. Chapman & Hall, 129-169.
- Hawkins, A.D. and Johnstone, A.D.F. 1978. The hearing of the Atlantic salmon (*Salmo salar*). *J. Fish. Biol.* 13, 655-673.
- Hawkins, A.D. and Rasmussen, K.J. 1978. The calls of gadoid fish. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 58, 891-911.
- Hawkins, A.D. and Myrberg, A.A. Jr. 1983. Hearing and sound communication under water. In: Lewis, B. (ed.). Bioacoustics: A Comparative Approach. Academic Press, 347-405.
- Hoffmann, E., Astrup, J., Larsen, F. and Munch-Petersen, S. 2001. Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area. Baggrundsrapport nr. 24.
- Horwood, J.W., Nichols, J.H. and Milligan, S. 1998. Evaluation of closed areas for fish stock conservation. *Journal of Applied Ecology* 35:893-903.
- Hygum, B. 1993. Miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning. Et litteraturstudie om de biologiske effekter af råstofindvinding i havet. Danmarks Miljøundersøgelser. 68 pp. Faglig rapport fra DMU, nr. 81.
- ICES. 2005. ICES Advisory Committee on Ecosystems (AGISC). Report of the Ad-hoc Group on the impacts of Sonar on Cetaceans and Fish (AGISC) (2nd edition). ICES CM 2005/ACE, 57 pp.
- ITAP – Institut für technische und angewandte Physik GmbH (2005). Ermittlung der Schalldruck-Spitzenpegel aus Messungen der Unterwassergeräusche von Offshore-WEA und Offshore-Rammarbeiten. Report commissioned by biola (biologisch-landschaftsökologische Arbeitsgemeinschaft)

- Jansson, B-O., Aneer, G. and Nellbring, S. 1985. Spatial and temporal distribution of the demersal fish fauna in a Baltic archipelago as estimated by SCUBA census. *Marine Ecology Progress Series* 23:31–43.
- Johnston, D.W. and Wildish, D.J. 1981. Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus harengus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 26, 307-314.
- Johnston, D.D. and Wildish, D.J. 1982. Effect of suspended sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus harengus* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 29, 261-267.
- Kalmijn, A. J. 1971. The electric sense of sharks and rays. *J. Exp. Biol.* 55:371-383.
- Kalmijn, A. J. 1978b. Experimental evidence of geomagnetic orientation in elasmobranch fishes. Pages 347-353 in K. Schmidt-Koenig and W. T. Keeton, eds., *Animal migration, navigation, and homing*. Berlin: Springer-Verlag.
- Karlsen, H.E. 1992. Infrasound sensitivity in the plaice (*Pleuronectes platessa*). *J. Exp. Biol.* 171, 173-187.
- Karlsson, L. 1985. Behavioural of European silver eel (*Anguilla anguilla*) to geomagnetic field. *Helgolander Meerensuntersuchungen*. 39, 71-81.
- Kartau, K. 2007. Neugrundi madalikule avamere tuulikupargi rajamise keskkonnamõju hindamise programm. Hendrikson & Ko, Tallinn.
- Kioerboe, T., Frantsen, E., Jensen, C. and Nohr, O. 1981. Effects of suspended-sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 13, 107-111.
- Knudsen, F.R., Enger, P.S. and Sand, O. 1992. Awareness reactions and avoidance responses to sound in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *J. Fish Biol.* 40, 523-534.
- Knudsen, F.R., Enger, P.S. and Sand, O. 1994. Avoidance responses to low frequency sound in downstream migrating Atlantic salmon smolt, *Salmo salar*. *J. Fish Biol.* 45, 227-233.
- Knudsen, F.R., Schreck, C.B., Knapp, S.M., Enger, P.S. and Sand, O. 1997. Infrasound produces flight and avoidance response in Pacific juvenile salmonids. *J. Fish Biol.* 51, 824-829.
- Krzemieniewski, M., Teodorowicz, M., Debowski, M. and Pesta, J. 2004. Effects of a constant magnetic field on water quality and rearing European sheatfish *Silurus glanis* L. larvae. *Aquacult. Res.* 35, 568.
- Ladich, F. 1997. Agonistic behaviour and significance of sounds in vocalizing fish. *Mar. Freshw. Behav. Physiol.* 29, 87-108.

- Lerchl, A., Zachmann, A., Ali, M.A. and Reierter, R.J. 1998. The effect of pulsing fields on pineal melatonin synthesis in a teleost fish (brook trout, *Salvelinus fontinalis*). *Neuroscience Letters* 256, 171-173.
- Lindahl, U., Öhman, M.C., Schelten, C.K. 2001. The 1997/1998 mass mortality of corals: effects on fish communities on a Tanzanian coral reef. *Marine Pollution Bulletin* 42:127–131.
- Lissmann, H.W. 1963. Electric location in fishes. *Sci. Amer.* 152:1-12.
- Macpherson, E. 1994. Substrate utilisation in a Mediterranean littoral fish community. *Marine Ecology Progress Series* 114:211–218.
- Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. and Tyack, P. 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 309, 279-295.
- Mann, D.A., Zhongmin, L., Hastings, M.C. and Popper, A.N. 1998. Detection of ultrasonic tones and simulated dolphin echolocation clicks by a teleost fish, the American shad (*Alosa sapidissima*). *J. Acoust. Soc. Am.* 104, 562-568.
- Mann, D.A., Higgs, D.M., Tavalga, W.N., Souza, M.J. and Popper, A.N. 2001. Ultrasound detection by clupeiform fishes. *J. Acoust. Soc. Am.* 109, 3048-3054.
- Mann, D.A., Popper, A.N. and Wilson, B. 2005. Pacific herring hearing does not include ultrasound. *Biology Letters* 1, 158-161.
- Marshall, N. B. 1966. *The life of fishes*. New York: Universe Books. 402 pp.
- Messieh, S.N., Wildish, S.N. and Peterson, R.H. 1981. Possible impact of sediment from dredging and spil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. Canadian Technical Report of Fishery and Aquatic Science, vol. 1008, 1-37.
- Middelgrunden Wind Turbine Co-operative. 2001. Environmental Impact Assessment of the wind farm at the Middelgrunden Shoal, Non-technical Summary of the Environmental Impacts Assessment. 8 pp.
- Mikelsaar, N. 1984. Eesti NSV kalad. Tallinn, kirjastus „Valgus”, 1984. 432 lk.
- Mitson, R.B. (1995). Underwater noise of research vessels. Cooperative Research report, no. 209, International Council for the Exploration of the Sea, Kopenhagen, Dänemark, 61 pp.
- Montgomery, J.C. and MacDonald, J.A. 1987. Sensory tuning of lateral line receptors in antarctic fish to the movements of planktonic prey. *Science* 235:195-196.
- Moore, P.G. 1991. Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 15: 225-363.

- Musial, W.S. and Butterfield, S. The future of offshore energy in the United States. Contract number DE-AC36-99GO10337, National Renewable Energy Laboratory, Golden CO, USA, 2004.
- Musial, W.S., Butterfield, S. and Boone, A. Feasibility of floating platform systems for wind turbines: preprint. Report number NREL/CP-500-34874, National Technical Information Service, US Department of Commerce, 2003.
- Myrberg, A.A.Jr., Samuel, J.H.A., Walewski, S. and Banbury, J.C. 1972. Effectiveness of acoustic signals in attracting epipelagic sharks to an underwater sound source. *Bull. Mar. Sci.* 22, 926-949.
- Nedwell, J.R. and Howell, D. 2004. A review of offshore windfarm related underwater noise sources. COWRI report No. 544 R 0308, 57 pp.
- Nedwell, J. R., Langworthy, J. and Howell, D. 2003a. Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. COWRIE report No. 544 R 0424, 68 pp.
- Nedwell, J. R., et al. 2003b. Objective design of acoustic fish deterrent systems. - Proceedings of the Symposium on Cooling Water Intake Technologies to Protect Aquatic Organisms, Environmental Protection Agency, May 6- 7, 2003. Hilton Crystal City at National Airport, Arlington, VA.
- Nedwell, J.R., Turnpenny, A., Langworthy, J. and Edwards, B. 2003c. Measurements of underwater noise during piling at the Red Funnel Terminal, Southampton, and observations of its effect on caged fish. Subacoustics LTD. Report 558 R 0207.
- Neproshin, A. and Kulikova, W. 1975. Sound production organs in salmonids. *J. Ichthyol.* 15, 481-485.
- Nestler, J.M., Ploskey, G.R., Pickens, J., Menezes, J. and Schilt, C. 1992. Responses of blueback herring to high-frequency sound and implications. *N. Am. J. Fish. Manage.* 12, 667-683.
- Newcombe, C.P. and MacDonald, D.D. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 11, 72-82.
- Newton, A.J. 1973. Ph.D thesis, University of Leeds, U. K., 370 pp.
- Nishi, T., Kawamura, G. and Matsumoto, K. 2004. Magnetic sense in the Japanese eel, *Anguilla japonica*, as determined by conditioning and electrocardiography. *J. Exp. Biol* 207, 2965-2970.
- Ojaveer, E. and Järv, L. 2003. Garfish *Belone belone* (L.). In: *Fishes of Estonia*. Tallinn, „Estonian Academy Publishers”, 2003. pp 256 – 259.
- Petersen, J.K. and Malm, T. 2006. Offshore windmill farms : Threats to or possibilities for the marine environment. *Ambio* 35, 75-80.

- Pihl, L., Isaksson, I., Wennhage, H. and Moksnes, P-O. 1995. Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibenthic fauna and fish. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29:349–358.
- Pihl, L. and Wennhage, H. 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology* 61:148–166.
- Polovina, J.J. and Sakai, I. 1989. Impacts of artificial reefs on fishery production in Shimamaki, Japan. *Bull. Mar. Sci.*, 44: 997-1003.
- Popper, A.N. and Clarke, N.L. 1976. The auditory system of the goldfish (*Carassius auratus*). effects of intense acoustic stimulation. *J. Comp. Biochem. Physiol.* 53A, 11-18.
- Popper, A.N. and Fay, R.R. 1977. Structure and function of the elasmobranch auditory system. *Amer. Zool.* 17:443-452.
- Popper, A.N. and Fay, R.R. 1999. The Auditory Periphery in Fishes. In: Fay, R.R. and Popper, A.N. (eds.). *Comparative Hearing: Fish and Amphibians*, 43-100.
- Popper, A.N., Fay, R.R., Platt, C. and Sand, O. 2003. Sound Detection Mechanisms and Capabilities of Teleost Fishes. In: Collin, S.P. and Marshall, N.J. (eds.). *Sensory Processing in Aquatic Environments*. Springer Verlag, New York, 3-38.
- Popper, A.N., Plachta, D.T.T., Mann, D.A. and Higgs, D. 2004a. Response of clupeid fish to ultrasound: a review. *ICES Journal of Marine Science* 61, 1057-1061.
- Popper, A.N., Fewtrell, J., Smith, M.E. and McCauley, R.D. 2004b. Anthropogenic sound: Effects on the behavior and physiology of fishes. *Marine Technology Soc. J.* 37(4). 35-40.
- Popper, A.N., Smith, M.E., Cott, P.A., Hanna, B.W., MacGillivray, A.O., Austin, M. and Mann, D.A. 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *J. Acoust. Soc. Am.* 117, 3958-3971.
- Relini, M., Relini, Orsi L. and Relini, G. 1994. An offshore buoy as a FAD in the Mediterranean. *Bulletin of Marine Science* 55:1099–1105.
- Relini, G., Relini, M. and Montanari, M. An offshore buoy as a small artificial island and a fish aggregating device (FAD) in the Mediterranean. *Hydrobiologia* 2000;440:65–80.
- Richard, J.D. 1968. Fish attraction with pulsed low-frequency sound. *J. Fish. Res. Bd Can.* 25, 1441-1452.
- Richardson, W.J., Greene, C.R.G. jr., Malme, C.I. and Thomson, D.H. 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego, 576 pp.
- Rommel, S.A. and McCleave, D. 1973. Sensitivity of American eels (*Anguilla rostrata*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) to weak electric and magnetic fields. *J. Fish. Res. Board Can.* 30 . 657-663.

- Ross, Q.E., Dunning, D.J., Thorne, R., Menezes, J.K., Tiller, G.W. and Watson, J.K. 1993. Response of alewives to high-frequency sound at a power plant intake on Lake Ontario. *N. Am. J. Fish. Manage.* 13, 291-303.
- Ross, Q.E., Dunning, D.J., Menezes, J.K., Kenna, M.J.Jr. and Tiller, G. 1996. Reducing impingement of alewives with high-frequency sound at a power plant intake on Lake Ontario. *N. Am. J. Fish. Manage.* 16, 548-559.
- Rönbäck, P. and Westerberg, H. 1996. Sedimenteffekter på pelagiska fiskägg och gulesäckslarver. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, Frölunda, Sweden.
- Sand, O. 1984. Lateral line system. In Bolis, L. Keynes, R. and Maddress, S. (eds.), *Comparative physiology of sensory systems*. Cambridge University Press, Cambridge, 3-32.
- Sand, O. and Karlsen, H.E. 1986. Detection of infrasound by the Atlantic cod. *J. Exp. Biol.* 125, 197-204
- Sand, O., Enger, P.S., Karlsen, H.E. and Knudsen, F.R. 2001. Detection of infrasound in fish and behavioral responses to intense infrasound in juvenile salmonids and European silver eels: a mini review. *Am Fish Soc Symp* 26:183–193.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C. and Lassrre, G. 1996. Finfish attraction and fisheries enhancement on artificial reefs: a review. In: Jensen, A.C. (Ed.) *European artificial reef research. Proceedings of the 1st EARRN conference, Ancona, Italy, March 1996*. Pub. Southampton Oceanography Centre: 97-114.
- Santulli, A., Modica, A., Messina, C., Ceffa, L., Curatolo, A., Rivas, G., Fabi, G. and D'Amelio, V. 1999. Biochemical responses of European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax* L.) to the stress induced by off shore experimental seismic prospecting. *Mar. Pollut. Bull.* 38, 1105-1114.
- Saunders, J.C., Cohen, Y.E. and Szymko, Y.M. 1991. The structural and functional consequences of acoustic injury in the cochlea and peripheral auditory system: A five years update. *J. Acoust. Soc. Am.* 90, 147-155.
- Scholik, A.R. and Yan, H.Y. 2002a. The effects of noise on the auditory sensitivity of the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. *Comp. Biochem. Physiol.* 133 Part A, 43-52.
- Scholik, A.R. and Yan, H.Y. 2002b. Effects of boat engine noise on the auditory sensitivity of the fathead minnow, *Pimephales promelas*. *Environmental Biology of Fishes* 63, 203-209.
- Schuijf, A. and Hawkins, A.D. 1983. Acoustic distance discrimination by the cod. *Nature* 302, 143-144.
- Smith, M.E., Kane, A.S. and Popper, A.N. 2004a. Acoustical stress and hearing sensitivity in fishes: does the linear threshold shift hypothesis hold water? *J. Exp. Biol.* 207, 3591-3602.

- Smith, M.E., Kane, A.S. and Popper, A.N. 2004b. Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). *J. Exp. Biol.* 207, 427-435.
- Spanier, E. 1979. Aspects of species recognition by sound in four species of damselfish, genus *Eupomacentrus* (Pisces: Pomacentridae). *Z. Tierpsychol.* 51, 301-316.
- Zander, C.D. 1988. On the importance of small-sized fish in Baltic ecosystems. *Seevogel, Ahrensburg* 9:51–55.
- Zelick, R., Mann, D.A. and Popper, A.N. 1999. Acoustic Communication in Fishes and Frogs. In: Fay, R.R. and Popper, A.N. (eds.). *Comparative Hearing: Fish and Amphibians*, 363-411.
- Zucco, C. and Merck, T. 2004. Ökologische Effekte von Offshore-Windkraftanlagen , eine Übersicht zur aktuellen Kenntnislage (Stand: März 2004). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36, 261-269.
- Zucco, C. 2005. Auswirkungen von Offshore-Windkraftanlagen auf die marine Fauna und den Vogelzug - Erkenntnisse aus nationaler und internationaler Begleitforschung. Presentation at the Meeresumwelt-Symposium des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt und dem Bundesamt für Naturschutz im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hamburg, 07.-08.06.2005
- Tavolga, W.N. 1971. Sound production and detection. In Hoar, W.S. and Randall, D.J. (eds.), *Fish Physiology*, vol V. Academic Press, New York, 135-205.
- Tech-Wise/Elsam. 2003. Elsam. Offshore-Windfarm Horns Rev. Annual status report for the environmental monitoring program 1 January 2002 – 31 December 2002. Tech-Wise, Frederica, Denmark.
- Tesch, F.W., Wendt, T. and Karlsson, L. 1992. Influence of geomagnetism on the activity and orientation of eel, *Anguilla anguilla*, as evident from laboratory experiment. *Aq. Ecol. Freshw. Fish* 1, 52-60.
- Thierry, J-M. 1988. Artificial reefs in Japan . A general outline. *Aquacult. Engineering*, 7: 321-348.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. and Piper, W. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.
- Tiirmaa, R. 2002. Meteoriidid ja meteoriidikraatrid. TTÜ Geoloogia Instituut, Tallinn.
- Urick, R. 1983. Principles of underwater sound. – McGraw Hill, New York.
- Valdemarsen, J.W. 1979. Behaviour aspects of fish in relation to oil platforms in the North Sea. *ICES C.M.*, B:27.

- Vella, G., Rushforth, I., Mason, E., Hough, A., England, R., Styles, P., Holt, T. and Thorne, P. 2001. Assessment of the effects of noise and vibration from offshore wind farms on marine wildlife. - ETSUW/13/00566/REP, DTI/Pub URN 01/1341, 107 pp.
- Vethaak, A.D. and Rheinallt, T. 1992. Fish disease as a monitor for marine pollution: the case of the North Sea. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2, 1-32.
- Wahlberg, M. and Westerberg H. 2003. Sounds produced by herring (*Clupea harengus*) bubble release. *Aquatic Living Resources* 16, 271-275.
- Wahlberg, M. and Westerberg, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sound from offshore wind farms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 288, 295-309.
- Walker, M. W., Kirschvinke, J. L., Chang, S. R. and Dizon, A. E. 1984. A candidate magnetic sense organ in the yellowfin tuna, *Thunnus albacares*. *Science* 224:751-753.
- Walker, M.M., Diebel, C.E., Haugh, C.V., Pankhurst, P.M., Montgomery, J.C. and Green, C.R. 1997. Structure and function of the vertebrate magnetic sense. *Nature* 390, pp. 371-376.
- Westerberg, M. 1994. Fiskeriundersökningar vid havsbaserat vindkraftverk 1990-1993. Rapport 5 – 1994 Jönköping: Göteborgsfilialen, Utredningskontoret I Jönköping, Sweden National Board of Fisheries, 44 pp.
- Westerberg, H. 2000. Impact Studies of Sea-Based Windpower in Sweden. - In: Merck, T. and Nordheim, H. von (eds.), *Technische Eingriffe in marine Lebensräume*. BFN-Skripten 29, Bundesamt für Naturschutz, 163-168.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P. and Frimansson, H. 1996. Effects of suspended sediment on cod egg and larvae and the behaviour of adult herring and cod. ICES Marine Environmental Quality Committee, CM 1996/E:26.
- Westerberg, H. and Begout-Anras, M.L. 2000. Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. In: *Advances in Fish Telemetry*. Proceedings of Thirty Conference on Fish Telemetry. Moore, A. and Russel, I. (eds). Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Lowestoft. pp 149-158.
- White, A.T., Chou, L.M., De Silva, M.W.R.N. and Guarin, F.Y. 1990. Artificial reefs for marine habitat enhancement in Southeast Asia. *ICLARM Education Series* 11: 45 pp.
- Wildish, D.J. and Power, J. 1985. Avoidance of suspended sediments by Smelt as determined by a new "single fish" behavioural bioassay. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 34, 770-774.
- Wilhelmsson, D., Öhman, M.C., Ståhl, H. and Shlesinger, Y. 1998 Artificial reefs and dive tourism in Eilat, Israel. *Ambio* 27:764–766.
- Wilhelmson, D., Malm, T. and Öhman, M.C. 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 775-784.

- Wilson, B., Batty, R.S. and Dill, L.M. 2004. Pacific and Atlantic herring produce burst pulse sounds. *Proc. R. Soc. Lond. B (Suppl.)* 271, S95-S97.
- Winn, H.E. 1964. The biological significance of fish sounds. In: Tavalga, W.N. (ed.): *Marine Bioacoustics*, Pergamon Press, Oxford, 213-231.
- Öhman, M.C., and Rajasuriya A. 1998. Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. *Environmental Biology of Fishes* 53:19–31.
- Öhman, M.C., Sigray, P. and Westerberg, H. 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36, 630- 633.
- Yan, H.Y. 1998. Auditory role of the suprabranchial chamber in gourami fish. *Journal of Comparative Physiology*, vol. 186, 435-445.
- Yang, J. 1982. The dominant fish fauna in the North Sea and its determination. *J. Fish Biol.* 20, 635- 643.
- Yano, A., Ogura, M., Sato, A., Sakaki, Y., Shimizu, Y., Baba, N. and Nagasawa, K. 1997. Effects of modified magnetic field on the ocean migration of maturing chum salmon, *Oncorhynchus keta*. *Mar. Biol.* 120, 523-530.