

30.10.2009

Allmänna uppgifter	
Distribution	För kännedom
Bilaga till ansökan om principbeslut	
Ändringar jämfört med föregående version	
Anteckningar om kontroll och godkännande	
Egenkontroll/datum	
Sakkontroll/datum	Kontrollområde
Godkännande/datum	

BILAGA 3A2 – KÄRNKRAFTVERKETS ALTERNATIVA FÖRLÄGGNINGSSORTER – UTREDNINGAR SOM KRÄVS MED STÖD AV 24 § 1 MOM. I KÄRNENERGIFÖRORDNINGEN (161/1988)

Enligt 24 § 1 mom. i-punkten i kärnenergiförordningen (161/1988) bör till ansökan om principbeslut som tillställs statsrådet fogas annan utredning som myndigheten anser nödvändig. Detta dokument är avsett som bilaga till ansökan om principbeslut, bilaga 3A2.

Arbets- och näringsministeriet kom 20.2.2009 med ett utlåtande, 7131/815/2008, i vilket ministeriet meddelar att Fennovoima Ab:s miljökonsekvensbeskrivning har granskats och konstaterar att det givna utlåtandet avslutar förfarandet för miljökonsekvensbedömning (MKB-förfarande).

I sitt utlåtande kräver dock ministeriet att Fennovoima slutför de tilläggsutredningar av projektets miljökonsekvenser som tas upp i utlåtandet till ansökan om principbeslut.

Syftet med detta dokument är att komplettera den ansökan om principbeslut om byggande av kärnkraftverket som Fennovoima lämnade in 14.1.2009 genom att tillhandahålla de utredningar som krävs av myndigheten enligt ovan nämnda utlåtande. Utredningarna har utarbetats i enlighet med dokumentet som lämnades in som bilaga 3A1 till ansökan om principbeslut 9.4.2009.

30.10.2009

**BILAGA 3A2 – KÄRNKRAFTVERKETS ALTERNATIVA FÖRLÄGGNINGSSORTER –
UTREDNINGAR SOM KRÄVS MED STÖD AV 24 § 1 MOM. I KÄRNERGIFÖRORDNINGEN (161/1988)**

1. INLEDNING	3
1.1. Diskussioner med myndigheterna	3
1.2. Utredare och separata rapporter	4
2. PRECISERING AV INFORMATIONEN OM VATTENKVALITETEN OCH VATTENMILJÖNS AKTUELLA TILLSTÅND	6
2.1. Pyhäjoki	6
2.1.1. Vattenkvaliteten	6
2.1.2. Växtplankton	9
2.1.3. Bottenorganismer	9
2.1.4. Kartläggningar av undervattensmiljön	11
2.1.5. Bedömning av konsekvenser	14
2.2. Strömfors	17
2.2.1. Vattenkvaliteten	17
2.2.2. Växtplankton	21
2.2.3. Bottenorganismer	22
2.2.4. Kartläggningar av undervattensmiljön	23
2.2.5. Bedömning av konsekvenser	26
2.3. Simo	30
2.3.1. Vattenkvaliteten	30
2.3.2. Växtplankton	33
2.3.3. Bottenorganismer	33
2.3.4. Kartläggningar av undervattensmiljön	34
2.3.5. Bedömning av konsekvenser	38
3. INVERKAN PÅ SLUTSATSERNA AV INFORMATIONEN OM VATTENMILJÖNS NUVARANDE TILLSTÅND	42
4. KOMPLETTERANDE BESKRIVNING AV KYLVATTENMODELLERINGEN OCH PRECISERANDE MÄTNINGAR I STRÖMFORS	42
4.1. Kylvattenmodellering	43
4.2. Preciserande mätningar i Strömfors	44
5. PRECISERANDE BEDÖMNING AV FÅGELBESTÅNDET	45
5.1. Pyhäjoki	46
5.1.1. Kompletteringar 2009 av fågelbeståndsmaterialet	47
5.1.1.1. Fältinventeringar 2009	47
5.1.1.2. Befintligt observationsmaterial från 1996–2009	48
5.1.2. Häckningsbestånd	50
5.1.3. Flyttfågelbeståndet	55
5.1.3.1. Allmänt om flyttningen vid Bottenvikskusten	55
5.1.3.2. Allmänt om flyttningen vid Hanhikivi	56
5.1.3.3. Flyttande arter	57
5.1.3.4. Rastande fågelarter	61
5.1.4. Projektets konsekvenser	62
5.1.5. Kraftledningens konsekvenser	63
5.2. Simo	67
5.2.1. Häckningsbestånd	68
5.2.1.1. Fältinventeringar 2009	68
5.2.1.2. Utredningens resultat	69
5.2.2. Flyttfågelbeståndet	72
5.2.2.1. Fältinventeringar 2009	72

30.10.2009

5.2.2.2.	Utredningens resultat.....	72
5.2.3.	Projektets konsekvenser	76
5.2.4.	Kraftledningarnas konsekvenser.....	76
6.	PRECISERING AV INFORMATIONEN OM FISKENS REPRODUKTIONSOMRÅDEN ..	77
6.1.	Pyhäjoki.....	78
6.1.1.	Intervjuer med yrkesfiskare	78
6.1.2.	Förfrågan till yrkesfiskare.....	79
6.1.3.	Kartläggning av reproduktionsområden för gädda och lake	80
6.1.4.	Notning av sik- och siklöjeyngel.....	81
6.1.5.	Kartläggning av reproduktionsområden för strömming och abborre med Gulf-Olympia-metoden	82
6.1.6.	Kartläggning av flador och glosjöar	83
6.1.7.	Kartläggning av havsharrens habitat.....	84
6.1.8.	Bedömning av konsekvenser	85
6.2.	Strömfors.....	87
6.2.1.	Intervjuer med yrkesfiskare	87
6.2.2.	Förfrågan till yrkesfiskare.....	88
6.2.3.	Kartläggning av reproduktionsområden för gädda och lake	89
6.2.4.	Notning av sikyngel.....	90
6.2.5.	Kartläggning av reproduktionsområden för strömming, gös och abborre med Gulf-Olympia-metoden.....	91
6.2.6.	Bedömning av konsekvenser	93
6.3.	Simo.....	94
6.3.1.	Intervjuer med yrkesfiskare	94
6.3.2.	Förfrågan till yrkesfiskare.....	96
6.3.3.	Kartläggning av gäddans och lakens reproduktionsområden.....	97
6.3.4.	Notning av sik- och siklöjeyngel.....	98
6.3.5.	Kartläggning av strömmingens och abborrens reproduktionsområden	99
6.3.6.	Bedömning av konsekvenser	101
7.	VANDRINGSFISKARS VANDRINGSRUTTER OCH TEMPERATURENS INVERKAN PÅ VANDRINGEN	102
7.1.	Laxens vandringsrutter i Bottenhavet och i Bottenviken	102
7.2.	En översikt av litteratur gällande temperaturstegringens inverkan på vandringsfiskars vandringsrutter samt uppskattning om kylvattnets inverkan ortvis	104
8.	PRECISERANDE KARTLÄGGNINGAR AV VEGETATION OCH NATURTYPER	107
8.1.	Genomförandemetod för tilläggsutredningarna	107
8.2.	Pyhäjoki.....	108
8.2.1.	Hotade växtarter	108
8.2.2.	Hotade naturtyper.....	110
8.2.3.	Skydd av hotade objekt	112
8.3.	Simo.....	114
8.3.1.	Hotade växtarter	114
8.3.2.	Hotade naturtyper.....	118
8.3.3.	Skydd av hotade objekt	121
9.	GENOMFÖRDA UTREDNINGARNAS INVERKAN PÅ JÄMFÖRELSEN AV ALTERNATIV I MKB-BESKRIVNINGEN	124
9.1.	Jämförelse av alternativen i MKB-beskrivningen.....	124
9.2.	Hur natur- och vattendragsutredningarna från 2009 inverkar på jämförelsen av alternativ	125
10.	REFERENSER.....	132

30.10.2009

1. INLEDNING

I detta dokument presenteras de viktigaste resultaten av de utredningar som genomfördes år 2009 och beskrevs i dokumentet som lämnades till arbets- och näringsministeriet 9.4.2009 (bilaga till principbeslutsansökan, 3A1). I dokumentet har man dessutom bedömt hur resultaten av utredningarna påverkar slutsatserna som hänför sig till MKB-beskrivningen på det sätt som arbets- och näringsministeriet kräver.

I rapporten har man samlat de viktigaste resultaten av de genomförda utredningarna. På grund av utredningarnas omfattning ingår endast de viktigaste resultaten och slutsatserna i rapporten. Detaljerade separata rapporter om utredningarna (se kapitel 1.2) finns på Fennovoimas webbsida (www.fennovoima.fi).

1.1. Diskussioner med myndigheterna

I dokumentet som lämnades till arbets- och näringsministeriet 9.4.2009 presenterades planer för kompletterande utredningar av vattenkvaliteten och vattenmiljöns aktuella tillstånd, fågelbeståndet, fiskarnas reproduktionsområden och vegetationen.

Efter att rapporten med tilläggsutredningar hade lämnats presenterade Fennovoima och Pöyry, som ansvarade för utredningarna, planerna för utredningarna under möten som ordnades vid de regionala miljöcentralerna. Mötena ordnades 19.5.2009 vid Lapplands miljöcentral, 27.5.2009 vid Norra Österbottens miljöcentral samt 20.5.2009 och 15.6.2009 vid Nylands miljöcentral. Dessutom begärde och fick Pöyry kommentarer till planen för utredning av fiskarnas reproduktionsområden från TE-centralerna och Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet 23.3.2009.

Man strävade efter att precisera planerna för tilläggsutredningarna utifrån kommentarerna. Vid Lapplands miljöcentral diskuterade man bland annat hur projektet påverkar fiskens vandring. Utifrån denna diskussion preciserade Fennovoima uppgifterna om fiskens vandring.

Till följd av diskussionerna med Norra Österbottens miljöcentral samlade Fennovoima för sin bedömning in ett omfattande material som behandlar fågelbeståndet på Hanhikivi udde. På basis av diskussionen med Nylands miljöcentral utarbetade den projektansvarige en preciserande separat beskrivning av den kylvattenmodell som använts och inledde mätningar som kompletterar uppgifterna om förhållandena i havsområdet utanför Strömfors. Utifrån Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets och TE-centralernas gemensamma kommentar inkluderades en kartläggning av flador och glon i utredningen av fiskarnas reproduktionsområden i Pyhäjoki.

Utöver de utredningar som ingår i denna rapport har man under innevarande år för planläggningen utarbetat tilläggsutredningar med anknytning till fågelbeståndet och miljövärdena på alla tre alternativa förläggningsorter. Dessa utredningar publiceras separat som en del av planläggningsförfarandet, men resultaten av utredningarna har till den del de är väsentliga använts också i denna rapport.

30.10.2009

1.2. Utredare och separata rapporter

Denna utredning har utarbetats av ett stort antal experter från flera olika företag. De viktigaste företagen som deltagit i utarbetandet av utredningarna, ansvariga personer och utarbetade rapporter finns uppräknade i tabellerna nedan (Tabell 1-1, Tabell 1-2).

Tabell 1-1. Ansvariga personer och företag som deltagit i utarbetandet av utredningarna.

	Företag	Ansvarig person
Projektledning, kvalitetskontroll och konsekvensbedömning	Pöyry	FM Laura Kyykkä AFM Mika Pohjonen FM Tommi Lievonen FM Juha Parviainen FM Sari Ylitulkkila FM Eero Taskila
Vattenkvaliteten	Pöyry	FM Pirkko Virta AFM Lotta Lehtinen
Bottenorganismer	Pöyry	FM Pekka Majuri
Växtplankton	Miljöforskningscentralen Ambiotica	FM Arja Palomäki
Kartläggningar av undervattensmiljön	Alleco Oy	FM Panu Oulasvirta FM Jouni Leinikki AFM Karoliina Ilmarinen
Beskrivning av kylvattenmodelleringen	YVA Oy	DI Hannu Lauri
Kartläggningar av vegetationen	Pöyry	FM Ella Kilpeläinen Fil. stud. Tiina Sauvola
Kartläggningar av fågelbeståndet		Sami Luoma/privatperson Santtu Ahlman/Tmi Ahlman konsultation & planering Pertti Rauhala/Kemi-Tornion Lintuharrastajat Xenus ry Heikki Tuohimaa/privatperson
Kartläggningar av fiskarnas reproduktionsområden	Kala- ja vesitutkimus Oy	Iktyonom (YH) Ari Haikonen AFL Mika Laamanen AFM Sauli Vatanen

30.10.2009

Tabell 1-2. Separata rapporter på finska om miljö- och vattendragsutredningar

	Rapport
Vattenkvaliteten	Pöyry Environment Oy 2009a: Fennovoima Oy, kärnkraftverksprojekt – Utredning av vattenkvaliteten i havsområdet vid Pyhäjoki, Strömfors och Simo
Bottenorganismer	Pöyry Environment Oy 2009b: Fennovoima Oy, kärnkraftverksprojekt – Utredning av bottenorganismer i havsområdet vid Pyhäjoki, Strömfors och Simo
Växtplankton	Palomäki, A. 2009: Växtplanktonundersökningar i havsområdena utanför Pyhäjoki, Strömfors och Simo sommaren 2009. Ambiotica. Forskningsrapport 130/2009
Kartläggningar av undervattensmiljön	Alleco Oy 2009: Fennovoima Oy, kärnkraftverksprojekt – Beskrivning av undervattensmiljöns aktuella tillstånd vid Pyhäjoki, Strömfors och Simo
Beskrivning av kylvattenmodelleringen	Lauri, H. 2009: Strömningsmodell för bedömning av spridningen av värmeutsläpp. Beskrivning av en hydrodynamisk havsmodell.
Kartläggningar av vegetationen	Pöyry Environment Oy 2009c: Utredningar av vegetationen inom ramen för Fennovoimas kärnkraftsprojekt år 2009 – Hanhikivi, Pyhäjoki Pöyry Environment Oy 2009d: Utredningar av vegetationen inom ramen för Fennovoimas kärnkraftsprojekt år 2009 – Karsikko, Simo
Kartläggningar av fågelbeståndet	Luoma, S. 2009: Hanhikivi kärnkraftverksprojekt, uppföljning av vårflytten vid Hanhikivi i Pyhäjoki och Natura-områdenas aktuella tillstånd våren 2009 Rauhala, P. 2009: Utredningar av fågelbeståndet vid Karsikko kärnkraftverksområde i Simo 2009. – Kemi-Tornion lintuharrastajat Xenus ry. Kemi Suomen Luontotieto Oy 2009: Utredningar av fågelbeståndet inom planeringsområdena vid Karsikko i Simo. Tuohimaa, H. 2009: Hanhikivis fågelbestånd – sammanställning av fågelskådares observationer åren 1996–2009.
Kartläggningar av fiskarnas reproduktionsområden	Pöyry Energy Oy & Kala- ja vesitutkimus Oy 2009: Fennovoima Oy, kärnkraftverksprojekt – Kartläggningar av fiskarnas reproduktionsområden i Pyhäjoki, Strömfors och Simo

30.10.2009

2. PRECISERING AV INFORMATIONEN OM VATTENKVALITETEN OCH VATTENMILJÖNS AKTUELLA TILLSTÅND

I detta kapitel presenteras de viktigaste resultaten av utredningarna av vattenkvaliteten och vattenmiljöns aktuella tillstånd som utarbetades under sommaren 2009 (*Pöyry Environment Oy 2009a, Pöyry Environment Oy 2009b, Palomäki 2009, Alleco Oy 2009*). Utredningarna har sammanställts för att svara på begäran om precisering i kravet på tilläggsutredning nr: 1 i avsnitt 4.13.1 i arbets- och näringsministeriets utlåtande. Utredningarna har sammanställts enligt en plan som lämnades till ministeriet 9.4.2009.

"En plan jämte tidtabell för precisering av uppgifterna om vattenkvaliteten och det aktuella tillståndet hos vattennaturen på olika förläggingsplatser och inom olika verkningsområden så att man får jämförbara och tillräckligt kommensurabla uppgifter om förläggingsplatserna med tanke på beslutsfattandet. Särskilt uppgifterna om området för Hanhikivi udde i Pyhäjoki ska preciseras. Själva preciseringsarbetet ska huvudsakligen utföras och rapport om detta lämnas till ministeriet före den 31 augusti 2009. Om fältobservationerna på grund av skäl som har att göra med naturens kretslopp skjuts upp och sker för sent med tanke på den ovan nämnda tidtabellen ska detta förklaras i rapporten och en tidsfrist inom vilken arbetet blir klart anges."

2.1. Pyhäjoki

2.1.1. Vattenkvaliteten

Enligt planen i det dokument som lämnades till arbets- och näringsministeriet 9.4.2009 togs vattenprov från fem observationsplatser i närheten av intagen och utloppen för det planerade kraftverket. I bild 2-1 visas undersökningsområdet och provtagningsplatserna. Proven togs i två omgångar. Det första provet togs under våren (maj-juni) bland annat för att kartlägga näringsläget i början av vegetationsperioden. Det andra provet togs under tiden för sommarens skiktningar (juli-augusti) för att kartlägga näringsämnen, näringsförhållandena och syresituationen. I Pyhäjoki togs det första provet 8.6.2009 och det andra 4.8.2009 (*en detaljerad beskrivning finns i den separata rapporten Pöyry Environment Oy 2009a*).

30.10.2009

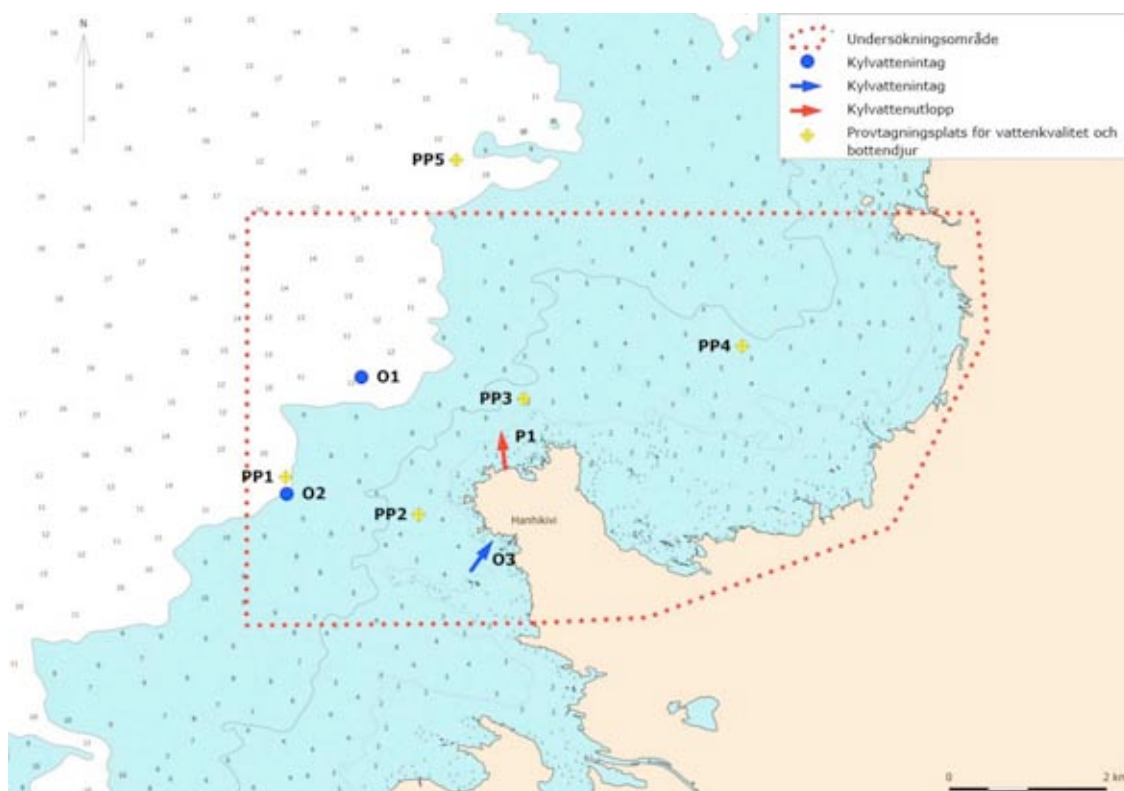


Bild 2-1. Pyhäjoki undersökningsområde för utredning av vattendrag och fiskbestånd samt observationsplatserna för vattenkvalitet, bottenorganismer och växtplankton.

Hanhikivi ligger vid Bottenvikens kust mellan Pyhäjoki och Brahestad. Kusten vid Hanhikivi är mycket öppen och vattenomsättningen är därför effektiv. I närområdet finns endast några små öar och skär. Strandzonen vid udden är mycket grund och stenig. Inverkan av älvvatten är mindre i Hanhikiviområdet än vid största delen av Bottenvikens kust. Den viktigaste älven som mynnar ut i närområdet är Pyhäjoki, vars medelvattenföring är 29 m³/s. Inget avloppsvatten avleds i närheten av Hanhikivi. De närmaste belastningskällorna finns i Brahestad, där behandlat avloppsvatten från Raahen Vesi Oy:s och Rautaruukki Oy:s stålfabrik avleds i inloppet till staden.

I början av juni varierade ytvattnets **temperatur** endast lite inom intervallet 9,2–9,9 °C. Vattnet uppvisade endast en mindre temperaturskiktning. I närheten av botten var temperaturen som lägst 6,4 °C vid den djupaste punkten PP5. I början av augusti var temperaturskiktningen tydlig i synnerhet vid de djupaste punkterna. I ytskiktet var temperaturen 16,7–18,0 °C och i närheten av botten 6,9–14,1 °C.

Syresituationen var bra/utmärkt på alla djup i både juni och augusti. Syrehalten vid båda provtagningarna var med ett enda undantag ≥ 90 %. Vid den djupaste punkten PP5 på 10 meters djup var syrehalten 86–87 %.

Vattnet var vid båda provtagningstillfällena svagt basiskt, vilket är typiskt för brackvatten. I ytskiktet var vattnets **pH-värden** lite högre i juni (7,8–8,0) än i augusti (7,7–7,9) på grund av vårens större basproduktion. Nära botten var vattnets pH som lägst 7,4 i augusti.

Siktdjupet på provtagningsplatserna var klart lägre i juni (2,1–2,5 m, i genomsnitt 2,2 m) än i augusti (3,2–6,2 m, i genomsnitt 5,1 m), vilket uppenbarligen till största delen berodde på den rikliga förekomsten av kiselalger,

30.10.2009

som är typisk för våren. Detta framgick också av vattnets **turbiditet**, som i juni varierade mellan 1,5 och 2,7 FTU. I augusti var vattnet helt tydligt klarare. Turbiditeten låg till största delen på nivån 0,15–0,39 FTU och endast vid punkten PP3 nära stranden var den 0,46–0,91 FTU. Vattnets **färgtal** var lätt förhöjt i juni (20 mg/l Pt), men i augusti var vattnet nästan färglöst (5–10 mg/l Pt).

Konduktiviteten låg på en nivå som är typisk för Bottenviken och den varierade mycket lite både regionalt och vertikalt. En mycket lindrig inverkan av älvvatten kunde observeras i vattenmassans ytskikt, där konduktiviteten var 509–533 mS/m i juni och 526–532 mS/m i augusti. Nära botten låg konduktiviteten på nivån 530–580 mS/m.

Totalfosforhalterna varierade i juni i hela vattenmassan inom intervallet 9–14 µg/l. Högst var halterna utanför Hanhikivi nära stranden vid punkterna PP2 och PP3. I augusti var fosforhalterna till största delen klart lägre än i början av vegetationsperioden i juni, i hela vattenpelaren kring 3–7 µg/l. Fosforhalterna var typiska för karga vatten vid båda provtagningstillfällena, i genomsnitt 8–10 µg/l. **Fosfatfosfor** förekom ännu i juni i små mängder i vattnet, i ytskiktet 2–4 µg/l, nära botten som mest 7 µg/l. I augusti låg halterna i ytskiktet vid bestämningsgränsen eller lägre och i de djupare vattenskiikten på högst 3 µg/l.

Totalkvävehalterna i ytskiktet var i juni 290–470 µg/l och i augusti 180–210 µg/l. Den högsta genomsnittliga kvävehalten i ytskiktet uppmättes vid den yttersta punkten (PP5) på norra sidan av Hanhikivi på grund av den höga halten i juni. De vertikala skillnaderna var ställvis stora i synnerhet i juni. De högsta kvävehalterna uppmättes nära botten (390–530 µg/l) vid punkterna närmare Hanhikivi (PP2 i augusti och PP3 i juni).

Av de oorganiska kväveföreningarna låg **nitrit-nitratkvävehalten** i juni vid punkterna nära stranden (PP3 och PP4) vid bestämningsgränsen för hela vattenmassan (5 µg/l) eller i närheten av den. Vid de övriga punkterna var halten i ytskiktet i juni 13–39 µg/l och i augusti 8–22 µg/l. Nära botten fanns som mest cirka 80–90 µg/l nitrit-nitratkväve. **Ammoniumkvävehalterna** var rätt låga i epilimnion, i juni 5–17 µg/l och i augusti 16–23 µg/l. Mest ammoniumkväve fanns nära botten i augusti (35–45 µg/l), i hypolimnion vid de djupaste punkterna (PP1 och PP5). Andelen oorganiskt kväve av totalkvävet uppgick i ytskiktet till i genomsnitt 8 % i juni och 18 % i augusti.

Halterna av **klorofyll a**, som beskriver mängden växtplankton, var i juni förhöjda (5,8–6,4 µg/l) i hela undersökningsområdet på grund av den rikliga förekomsten av kiselalger, som är typisk för försommaren (se kapitel 2.1.2). I augusti hade halterna minskat klart och var mycket låga i hela området (1,1–1,3 µg/l). Halterna var i juni typiska för lätt frodiga och i augusti för karga vatten. Genomsnittshalterna (3,5–3,9 µg/l) av klorofyll a i juni och augusti är typiska för lätt frodiga vatten på grund av de höga halterna i juni. Tydligen ligger situationen i augusti närmare genomsnittet för sommaren. På basis av proportionen av oorganiska näringsämnen i juni begränsades basproduktionen i närheten av stranden av någotdera eller båda näringsämnena tillsammans och vid de yttre punkterna av fosfor. I augusti var det begränsande näringsämnet entydigt fosfor.

Enligt klassgränserna i den allmänna klassificeringen av användningsduglighet för vatten hör undersökningsområdet på basis av de genomsnittliga halterna av klorofyll a under sommaren till klassen god och på basis av resultaten för augusti till klassen utmärkt.

Vattnen utanför Hanhikivi hör till vattenområdet Vaaranlahti–Pyhäjoki–Siniluoto. Dess fysikalisk-kemiska klass har inte bestämts på grund av bristande uppgifter, men det kemiska tillståndet har bedömts vara gott i en av miljöförvaltningen

30.10.2009

utarbetad klassificering av vattenområdets tillstånd, som baserar sig på material kring vattenkvaliteten från perioden 2000–2007. Medianen för halten av klorofyll a i augusti avspeglar den utmärkta situationen (*miljöförvaltningens databas OIVA*).

2.1.2. Växtplankton

Enligt planen i det dokument som lämnades till arbets- och näringsministeriet 9.4.2009 togs växtplanktonprov på våren och i juli-augusti från tre observationsplatser i varje undersökningsområde (*Fennovoima 2009*). Proven togs som samlingsprov två gånger från ett vattenskikt som är lika tjockt som siktdjupet. Proven analyserades med hjälp av den omfattande kvantitativa metod som rekommenderas av miljöförvaltningen. Vid beräkningen av biomassan användes kalkylprogrammet Phyto, som används i databasen över arter och volym i växtplanktonregistret vid Finlands miljöcentral (*en detaljerad beskrivning finns i den separata rapporten Palomäki 2009*).

Proven utanför Hanhikivi udde i Pyhäjoki togs 8.6.2009 och 4.8.2009 på observationsplatserna PP2, PP3 och PP5 (Bild 2-1). Observationsplatserna PP2 och PP3 finns i närheten av kylvattenintag och -utlopp inom en djupzon på 3–5 meter och längre ut i havsområdet som ligger norr om Hanhikivi udde.

Vid observationsplatserna i Pyhäjoki var växtplanktonets vårmaximum kraftigt och biomassan bestod i början av juni nästan enbart av kiselalger. De övriga alggruppernas biomassa var mycket liten. Skillnaderna i den totala mängden biomassa var relativt små mellan observationsplatserna: inom det grunda området var mängden biomassa vid observationsplats PP2 1,9 mg/l och vid PP3 2,5 mg/l. Mängden biomassa var störst vid den yttersta observationsplatsen PP5 (2,7 mg/l).

Vid provtagningen i augusti var den totala mängden biomassa mycket liten och skillnaderna mellan observationsplatserna var också då rätt obetydliga. Den till biomassan största alggruppen var guldalger. Andra större grupper var rekylalger, kiselalger och grönalger. Vid observationsplats PP5 fanns också en liten mängd blågröna alger.

Med undantag av vårmaximum var mängden växtplanktonbiomassa inom undersökningsområdet mycket liten och avspeglade vattenområdets karga beskaffenhet.

Arterna bestod till stor del av sötvattensarter, vilket beror på vattnets låga salthalt.

2.1.3. Bottenorganismer

Man strävade efter att ta prov för analys av bottendjur från fem observationsplatser 8.6.2009. På grund av den steniga botten som är typisk för vattnen utanför Hanhikivi udde lyckades man få prov från endast en observationsplats, eftersom botten måste vara mjuk för att provtagningen ska lyckas. De enda proven man fick togs i närheten av observationsplatsen PP4 cirka 700 meter nordost om den planerade provtagningsplatsen (Bild 2-2).

(*En detaljerad beskrivning finns i den separata rapporten Pöyry Environment Oy 2009b*).

Materialet användes för att beräkna klassificeringsindexet BBI (Brackish water Benthic Index), som har utvecklats för att beskriva tillståndet hos populationerna av bottendjur på Östersjöns artfattiga mjukbottnar med låg salthalt. Det observerade (O) BBI-indexvärdet jämfördes med BBI-indexets väntevärde (E) för

30.10.2009

den specifika typen av vattendrag. Denna metod, där vattendragets tillstånd bedöms med hjälp av mätarspecifika ekologiska kvalitetsförhållanden, följer vattenramdirektivet (VRD).

I samband med provtagningen för analys av botten djur togs ett prov från sedimentets ytskikt vid observationsplatserna med en Ekman-hämtare. I provet analyserades mängden organiskt material samt halterna av torrsubstans, kväve och fosfor.

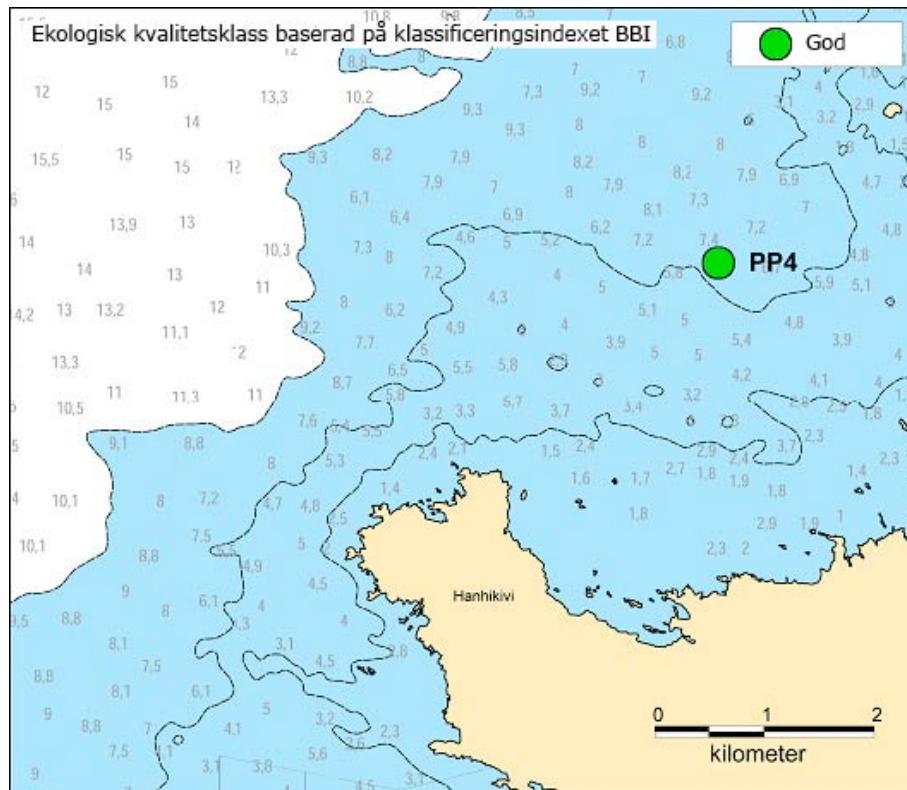


Bild 2-2. Ekologiskt tillstånd i populationerna av botten djur vid provtagningsplatsen för botten djur utanför Pyhäjoki, baserat på det ekologiska kvalitetsförhållandet enligt klassificeringsindexet BBI (den enda mjukbottnade provtagningsplatsen).

Vitmärslor och ishavsgårssuggor dominerade bottenorganismerna vid observationsplatsen. Det beräknade antalet botten djur per kvadratmeter var 616. Observationsplatsens BBI-index var 0,5. Förhållandet mellan det observerade och förväntade BBI-indexet var 0,91. Bottenorganismernas ekologiska tillstånd tillhörde klassen god enligt båda mätmetoderna.

Proven för analys av botten djur togs från karg sandbotten. Halten av torrsubstans i ytsedimentet var 78 %, av vilket andelen organiskt material uppgick till 0,3 %. Fosforhalten var 310 mg/kg. Kvävehalten var mindre än 1 % per torrsubstans. Fosforhalten kan anses vara relativt låg, eftersom exempelvis Leivuori och Niemistö (1993) har rapporterat genomsnittliga fosforhalter på 1 480 mg/kg i Bottenvikens ytsediment. Halten av näringsämnen i ytsedimentet utanför Pyhäjoki ligger på samma nivå som exempelvis utanför Brahestad.

Bottenorganismernas ekologiska tillstånd vid provtagningsplats PP4 är enligt de använda indexen gott och i proven förekom vitmärslor, som är relativt kräsen i fråga om vattenkvaliteten. Resultaten från en provtagningsplats kan inte på ett tillförlitligt sätt generaliseras till att beskriva tillståndet i hela havsområdet kring Hanhikivi udde. Resultaten av analysen av botten djur är i alla fall i linje med

30.10.2009

övriga resultat av vattendragsanalyser från 2009, enligt vilka havsområdet kring Hanhikivi är kargt och vattenkvaliteten god.

2.1.4. Kartläggningar av undervattensmiljön

Data för vattenvegetationen och bottenkvaliteten samlades in genom att dyka och videofilma i undersökningsområdet. Med hjälp av dykningsmetoden, som användes i Pyhäjoki, kartlades undervattensmiljön vid olika punkter genom att man samlade in data för varje djupzon och öppenhetsklass. Metoden med punktprovtagning har utvecklats för kartläggning av långsluttande stränder och den passar bättre i Bottenviken än linjedykningsmetoden. Bottenarealen som observerades åt gången var cirka 4 m². Utifrån fältmaterialet utarbetades en modell över förekomsten av vattenvegetation i de övriga delarna av undersökningsområdet. Förekomstkartor utarbetades över arterna genom att jämföra observationerna från dykningen med kartorna över djup och öppenhet i undersökningsområdet. I detta kapitel presenteras som exempel en modellerad karta över förekomsten av getraggsalg. Förekomstkartorna över andra modellerade arter finns i en separat rapport om kartläggningarna av undervattensmiljön (*Alleco Oy 2009*).

Kartläggningarna av undervattensmiljön genomfördes 16–20.7.2009 samt 12.9.2009. Undersökningsområdets areal är cirka 44 km², områdets genomsnittliga djup är 10 meter och det maximala djupet är 18 meter. Provtagningspunkternas genomsnittliga djup var 5 meter och maximala djup 14 meter. Totalt fanns 78 provtagningspunkter (Bild 2-3).

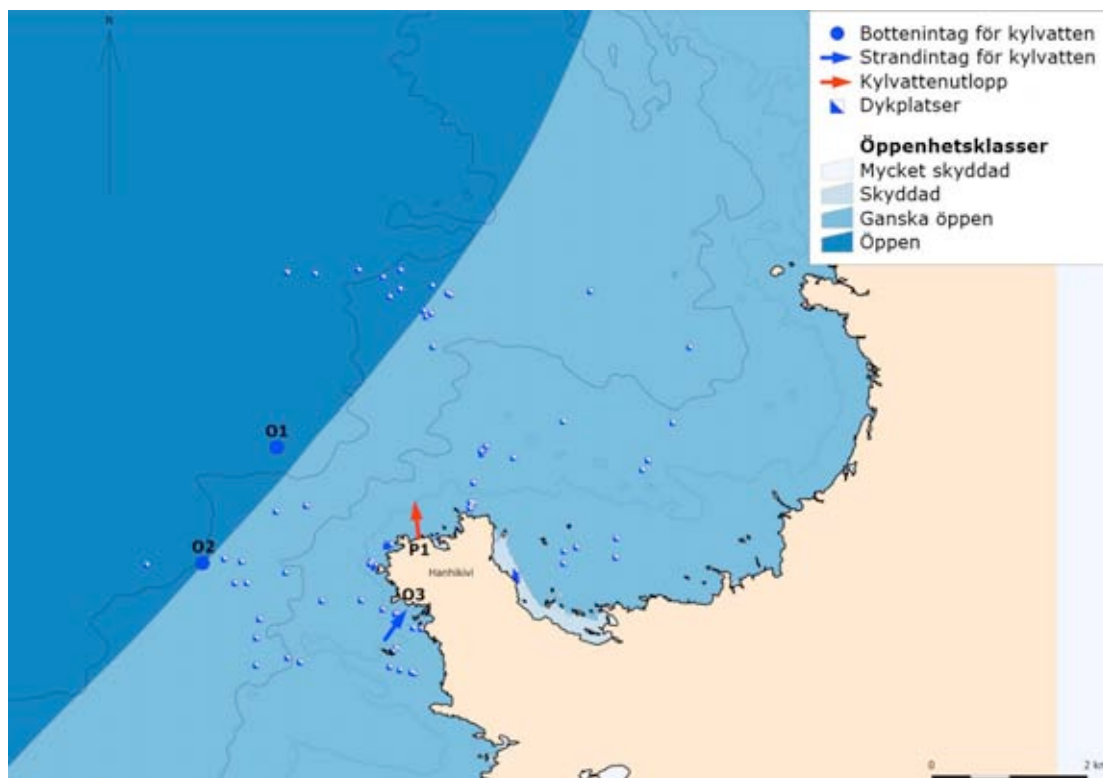


Bild 2-3. Dykplatsernas läge vid Hanhikivi i Pyhäjoki. På kartan finns också intag och utlopp för kylvatten samt områdets öppenhetsklasser. Förutom vid dykplatserna dök man också från kylvattenutloppet utåt från stranden längs en 100 meter lång dyklinje.

30.10.2009

Under kartläggningarna observerades totalt 15 makroskopiska växtarter. Till arterna hörde nio kärlväxtarter, tre kransalger och tre andra algarter. Dessutom påträffades speciellt på algerna en riklig vegetation bestående av påväxtalger. Utifrån tidigare undersökningar består denna vegetation av flera tiotal mikroskopiska kiselalger och blågröna alger (*Leinikki & Oulasvirta 1995*).

De sessila organismerna, dvs. ryggradslösa organismer som fäster i underlaget, representerades vid dyklinjerna av klubbpolypen. I kartläggningarna i Pyhäjoki observerades inga hotade arter av organismer.

Följande av Östersjöns naturtyper förekommer i området kring Hanhikivi: 1) Populationer av trådalger i hydrolitoralen, 2) Populationer av trådalger i sublitoralen, 3) Populationer av getraggsalger, 4) Kransalgsängar, 5) Bottnar som domineras av undervattensväxter samt 6) Populationer av bottendjur i fytalen och 7) Populationer av bottendjur i profundalen.

Av dessa naturtyper, som presenterats av arbetsgruppen för hotade naturtyper i Finland (*Raunio m.fl. 2008*), har populationer av bottendjur i fytalen (6), populationer av bottendjur i profundalen (7) samt populationer av trådalger i sublitoralen (2) klassificerats som missgynnade (NT) på grund av hot både på riksnivå och regionalt i Bottenviken. Kransalgsängarna (4) har klassificerats som starkt hotade (EN) och bottnar som domineras av undervattensväxter (5) som sårbara (VU) naturtyper på riksnivå. Någon regional klassificering för Bottenviken finns inte för dessa naturtyper på grund av att forskningsdata saknas. Naturtyper enligt denna klassificering är inte skyddade med stöd av lagen.

I området kring Hanhikivi fanns kransalgsängar bland annat vid det planerade kylvattenutloppet samt på några kilometers avstånd i viken öster om Hanhikivi. Bottnar som domineras av undervattensväxter fanns också i viken öster om Hanhikivi.

I området kring Hanhikivi kan man närmast ytan urskilja en biotop med trådalger bestående av ettåriga alger som fäster i hårbotten, vilken sträcker sig från vattenlinjen till ett djup på 1,5–2 meter. Vid Hanhikivi bestod biotopen av grönslick som täcktes av en riklig påväxt av kiselalger. På grund av istäcket slits denna biotop med trådalger i allmänhet bort helt och hållet under vintern. En biotop med getraggsalger, som består av mångåriga getraggsalger, tar vid där ovannämnda biotop slutar och fortsätter vid steniga stränder till alggränsen, som kring Hanhikivi ligger på cirka 10 meters djup (Bild 2-4).

30.10.2009

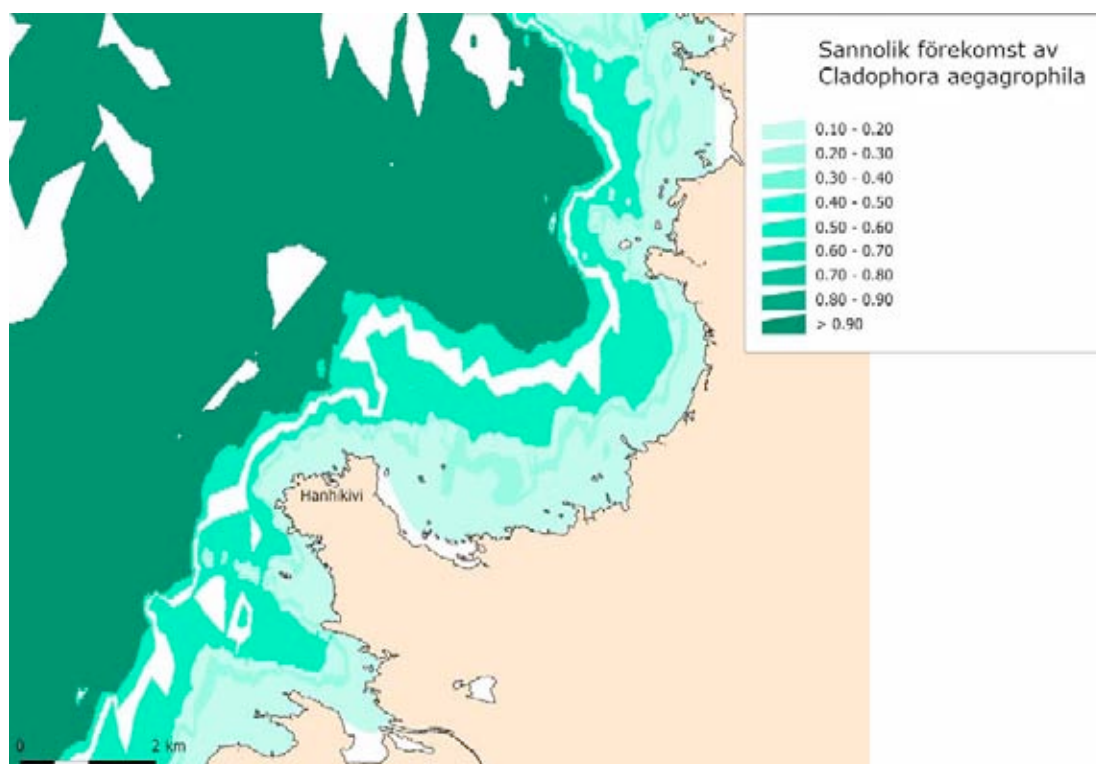


Bild 2-4. Sannolik förekomst av getraggsalg (*Cladophora aegagrophila*) i området kring Hanhikivi. Sannolikheten att getraggsalger förekommer i undersökningsområdet ökar i takt med djupet, dock så att inga alger förekommer på mer än 12 meters djup. På kartan utgör det mörkaste gröna fältet djupzonen 10–15 meter.

Biotopen med polyper sträcker sig i allmänhet djupast av alla biotoper vid Bottenvikens steniga stränder. I området kring Hanhikivi fanns biotopen på ungefär samma djup som biotopen med getraggsalger och bestod av klubbpolyper.

På grunda mjukbottnar växte kärlväxter och kransalger till cirka två meters djup. De största och grundaste mjukbottnade stränderna låg vid viken till öster om Hanhikivi udde, där det växte rikligt med kärlväxter såsom skaftsärv, och kransalger såsom borststräfs. På andra håll i undersökningsområdet fanns spridda blandbottnar bestående av mjuk- och hårbotten, där det växte glesst med kärlväxter, men där den dominerande arten var grönslick. Av kärlväxterna påträffas trådnate och skaftsärv huvudsakligen i södra delarna av Bottenviken och den förstnämnda trivs på mosaikbottnar bestående av sten och sand (*Risku 1988*), där den också påträffades vid Hanhikivi. Ålnaten är vanlig överallt vid Finlands kust, men i Bottenviken blir den allt vanligare då salthalten blir lägre ju längre norrut man kommer (*Risku 1988*). Spädnaten trivs i allmänhet på skyddade gyttje- och slambottnar i Bottenviken (*Risku 1988*), men vid Hanhikivi påträffades den endast på en plats på öppen sten- och sandbotten.

Vattenvegetationen i undersökningsområdet vid Hanhikivi visade sig vara artfattig. På grund av den höga halten av humus i vattnet i närheten av Hanhikivis kust tränger ljuset endast ett par meter ner från vattenytan, vilket begränsar vegetationens växtdjup. Längre bort från kusten minskar halten av humus i vattnet och ljuset når längre ner, vilket märktes i getraggsalgens jämförelsevis stora växtdjup. En annan orsak till den ringa förekomsten av speciellt kärlväxter i området torde vara den ostabila sandbotten som formas av vågorna på grund av strandens öppenhet, vilken gör det svårt för växterna att slå

30.10.2009

rot. Kusten på västra sidan av Hanhikivi udde fortsätter till största delen med sten- och grusbotten åtminstone fram till undersökningsområdets gräns, som ligger cirka 3 km från stranden. Dessa faktorer som beror på öppenheten och typen av botten förklarar för sin del varför de rikligare förekomsterna av kärlväxter och kransalger begränsas till de mer skyddade, grunda vattnen öster om Hanhikivi udde.

På den linje som sträcker sig längs den planerade utloppskanalen för kylvatten växte småsär, ålnate, hårslinga, axslinga, agnsäv, nålsäv och skörsträse samt grönslick. Alla hårda ytor och alger täcktes av en riklig påväxt av kiselalger, bland vilka också förekom alger ur släkten *Batrachospermum*, som hör till rödalgerna. I början av linjen var den mest täckande arten småsär, men mot slutet då andelen sandbotten ökade blev skörsträsen rikligare. Strandens profil var mycket lågluttande; 100 meter från stranden var det bara 2 meter djupt.

2.1.5. Bedömning av konsekvenser

Vid bedömningen av konsekvenser har skillnaderna mellan intag och utlopp beaktats då detta har varit ändamålsenligt med tanke på typen av konsekvens. I vidstående bild (2-5) presenteras de alternativa intag och utlopp på Hanhikivi udde som tas upp i MKB-beskrivningen.

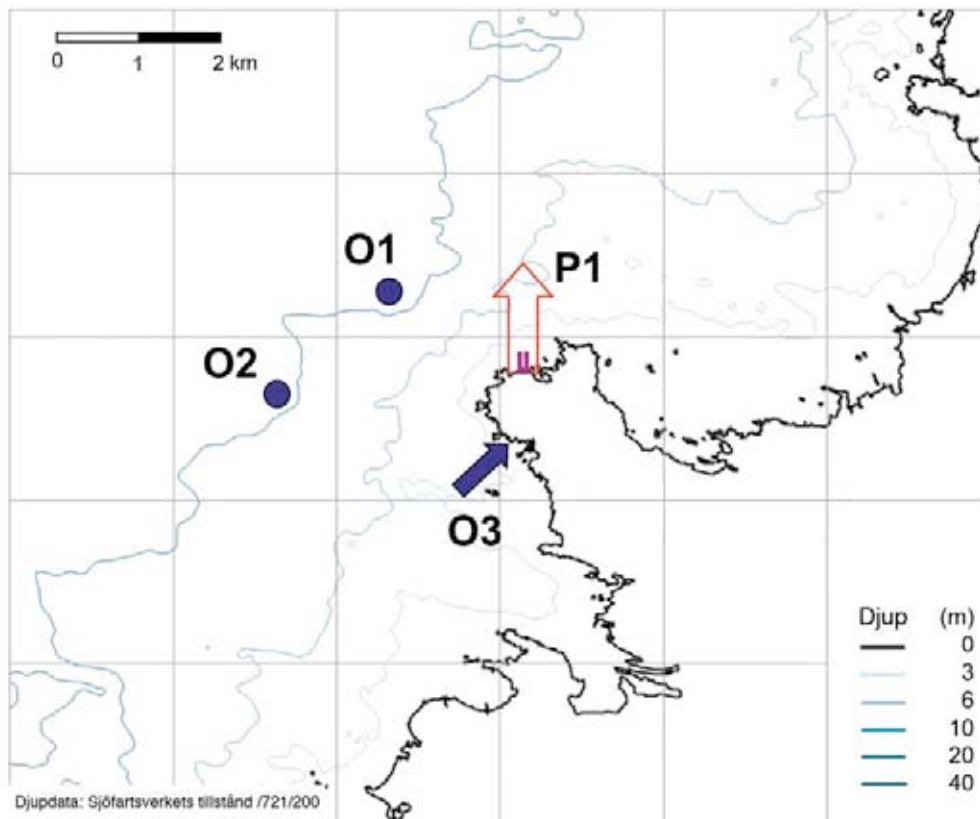


Bild 2-5. Kylvattenintag och -utlopp. Den blå pilen visar strandintaget, de blå cirkelarna bottenintaget (tunnel) och den röda pilen utloppen.

Vattenkvaliteten

I MKB-beskrivningen redogörs för vattenkvaliteten i projektområdet främst utifrån resultaten av den obligatoriska kontrollen vid observationsplatserna utanför Brahestad. I utredningen från sommaren 2009 motsvarar vattenkvalitets-

30.10.2009

resultaten från vattnen utanför Hanhikivi dessa resultat. Näringshalterna är små och skillnaderna i djupled obetydliga.

Med undantag av temperaturhöjningen ändras inte kylvattnets kvalitet då det strömmar genom kraftverket. Det kan i alla fall förekomma skillnader i vattenkvaliteten mellan intagen och utloppen, så konsekvenserna vid utloppet beror på vattenkvaliteten vid intaget. I MKB-beskrivningen bedöms att kylvattnet inte påverkar vattenkvaliteten vid utloppet, eftersom vattenkvaliteten vid intaget och utloppet är ganska lika och vattenblandningen i området är effektiv. Utredningarna som gjorts bekräftar också denna uppfattning. Enligt bedömningen medför alltså kylvattnet från vilket som helst av de alternativa intagen inga konsekvenser för vattenkvaliteten vid utloppet.

Det varma kylvattnet kan under vissa förhållanden förstärka den naturliga temperaturskiktningen på sommaren, så att känsligheten för syrebrist nära botten ökar. Utanför Hanhikivi finns i alla fall inga fördjupningar som är känsliga för en sådan syrebrist eller områden med bristande vattenomsättning, och området belastas inte heller med organiskt material. Även utifrån utredningarna från 2009 är syresituationen god i havsområdet utanför Hanhikivi också i de djupare vattenskikten. Projektet bedöms alltså inte inverka på syrehalterna i hypolimnion.

Resultaten stöder slutsatserna som presenteras i MKB-beskrivningen gällande de obetydliga konsekvenserna för vattenkvaliteten och de små skillnaderna mellan de alternativa intagen.

Växtplankton

Växtplanktonutredningarna stöder den redogörelse som presenteras i MKB-beskrivningen för vattenområdets växtplanktonpopulation med tillhörande maximum för kiselalger och ger kompletterande data om artsammansättningen i området.

Värmebelastningen har i undersökningarna i kylvattenområdena observerats öka basproduktionen i utloppsområdet. I Bottenviken begränsas växtplanktonproduktionen framför allt av den korta isfria perioden. Det varma kylvattnet förlänger den isfria perioden och därmed även vegetationsperioden, varför den årliga växtplanktonproduktionen i utloppsområdet ökar. Det varma vattnet ökar sönderfallet, vilket kan accelerera näringsämnenas cirkulation mellan de producerande och de nedbrytande organismerna och bidra till att öka växtplanktonproduktionen vid utloppet. Produktionsökningen har i alla fall vid de undersökta utloppen för varmt vatten konstaterats begränsa sig enbart till det uppvärmda vattenområdet.

Utanför Pyhäjoki avspeglade växtplanktonpopulationen havsområdets karghet. Denna bedömning stöds också av utredningarna av vattenkvaliteten och bottenorganismerna samt kartläggningarna av undervattensmiljön som gjorts i området år 2009. Växtplanktonproduktionen begränsas av vattnets låga näringshalter. Kylvattnets värmebelastning bedöms alltså öka växtplanktonproduktionen endast en aning och ökningen begränsa sig till det uppvärmda området. Mängderna olika arter i växtplanktonpopulationen kan förändras lokalt, men också dessa förändringar bedöms förbli lokala.

Skillnaderna i mängden växtplanktonbiomassa mellan provtagningsplatserna var små. Detta stöder bedömningen, som presenteras i kapitlet som behandlar vattenkvaliteten samt tidigare i MKB-beskrivningen, att det inte finns några skillnader mellan intagen och utloppen i fråga om vattenkvaliteten.

30.10.2009

Massblomning av blågröna alger är allra vanligast i övergödda havsområden, framför allt mot slutet av sommaren, då kväve är det näringsämne som hämmar växten.

I Bottenviken förekommer dock knappt någon massblomning av blågröna alger, bland annat på grund av områdets näringsfattigdom och fosforbegränsning. Enligt utredningarna från sommaren 2007 är området kargt och till största delen fosforbegränsat. Endast små mängder blågröna alger observerades. Dessa resultat, tillsammans med resultaten av utredningen av vattenkvaliteten, stöder bedömningen i MKB-beskrivningen att kylvattnet inte kan bedömas öka massblomningen av blågröna alger i havsområdet utanför Hanhikivi.

Bottenorganismer

I MKB-beskrivningen redogörs för bottenorganismer på basis av den obligatoriska kontrollen utanför Brahestad. Utredningarna från år 2009 visade att botten utanför utloppet vid Hanhikivi udde är hård, så redogörelsen i MKB-beskrivningen stämmer endast till den del den behandlar hårdbottenarter. I närheten av Hanhikivi udde finns mjukbotten endast i grunda områden nära stränderna, såsom utanför Takaranta. Utanför Hanhikivi lyckades man också på grund av havsbottnens beskaffenhet ta endast ett prov för analys av bottendjur, utifrån vilket bottenorganismernas ekologiska tillstånd är gott.

Kylvattnets eventuella konsekvenser för bottenorganismer är närmast indirekta och orsakas till största delen av förändringar i basproduktionen. I detta avseende är bedömningen som presenteras i MKB-beskrivningen rätt konservativ i fråga om en eventuell ökning av området med mjukbotten och dess konsekvenser för bottenorganismer. Bottnarnas hårdhet, som har observerats i utredningarna, beskriver Pyhäjokiområdets utsatthet för våg- och iserosion, så det är osannolikt att mjukbottarna utvidgas till de nuvarande erosionsbottarna. Man bedömer också att den ökade basproduktionen och ökningen av organiskt material som den medför blir liten på grund av områdets näringsbegränsning.

I sin helhet stöder resultaten av utredningarna från år 2009 den sammanfattning som presenteras i MKB-beskrivningen om att projektets konsekvenser för populationerna av bottendjur blir obetydliga och lokala.

Undervattensmiljön

I MKB-beskrivningen redogörs för arterna i havsområdet utanför Hanhikivi utifrån allmänna data om Bottenviken. På basis av de kartläggningar av undervattensmiljön som gjordes år 2009 motsvarar områdets flora mycket väl de data som presenterades i MKB-beskrivningen, allmänna data om Bottenviken och beskrivningen som baserar sig på miljöförhållandena. Utifrån utredningarna från sommaren preciserades ändå områdets flora samt de mångsidigaste områdenas läge.

Enligt konsekvensbedömningen i MKB-beskrivningen är den viktigaste konsekvensen som medför förändringar i vegetationen att tillväxten blir snabbare i det uppvärmda vattenområdet. Basproduktionen har observerats öka i och med den högre temperaturen, och artsammansättningen bli ensidigare. Dessa konsekvenser påminner om övergödning.

Det utlopp som har granskats i MKB-beskrivningen ligger vid spetsen av Hanhikivi udde. Vid utloppet är stranden som mest öppen, erosionen är kraftig och vattenomsättningen är effektiv. Artsammansättningen vid utloppet var typisk för strandzonen vid Bottenviken och arterna vid utloppet skiljer sig inte väsentligt från andra öppna steniga stränder i området.

30.10.2009

Enligt bedömningen kommer de ettåriga trådalger, såsom grönslick, att bli rikligare på stenbotten vid utloppet på grund av det varma kylvattnet. Av de kärlväxter som observerats växa på mjukbotten på platsen bedöms särskilt axslingen bli rikligare. Kransalgsängen och småsärvsvegetationen utanför utloppet bedöms minska till följd av projektet.

Utöver i utloppets omedelbara närmiljö bedöms kylvattnet orsaka övergödning också i de skyddade strandområdena, såsom utanför ängen vid Takaranta på östra sidan om Hanhikivi udde. Artsammansättningen av kärlväxter utanför ängen vid Takaranta var mångsidig jämfört med sammansättningen av arter i området i allmänhet, och där observerades både bottnar som domineras av undervattensväxter och kransalgsängar. På grund av det varma kylvattnet kan artstrukturen i området ändras till fördel för arter som trivs i varmt och frodigt vatten, på bekostnad av arter som är kräsna i fråga om vattenkvaliteten, såsom kransalger.

Av de naturtyper som är hotade i enlighet med hotklassificeringen (hotade naturtyper är inte skyddade med stöd av lagen) bedöms projektet medföra konsekvenser för kransalgsängarna och bottarna som domineras av undervattensväxter vid utloppet och i det uppvärmda området. Vid utloppet är konsekvenserna för växterna mekaniska (byggande, erosion som orsakas av kylvattenströmmen) och i det uppvärmda området består de av kvalitativa förändringar i artsammansättningen och populationernas livskraft, vilka orsakas av förändringen i levnadsförhållandena. Några hotade arter observerades inte i samband med kartläggningarna.

2.2. Strömfors

2.2.1. Vattenkvaliteten

Vattenprov togs i Strömfors utredningsområde 18.5 och 28.7 från fem provtagningsplatser (Bild 2-6).

Det finns stora mängder vattenkvalitetsdata för västra sidan av Kampuslandet och Gäddbergsön, men inte lika mycket för östra sidan av Kampuslandet. Därför strävade man efter att placera provtagningsplatserna öster och söder om Kampuslandet. Metoderna som användes i utredningen beskrivs i kapitlet som behandlar Pyhäjoki (se kapitel 2.1.1) och detaljer finns i den separata rapporten (*Pöyry Environment Oy 2009b*).

30.10.2009

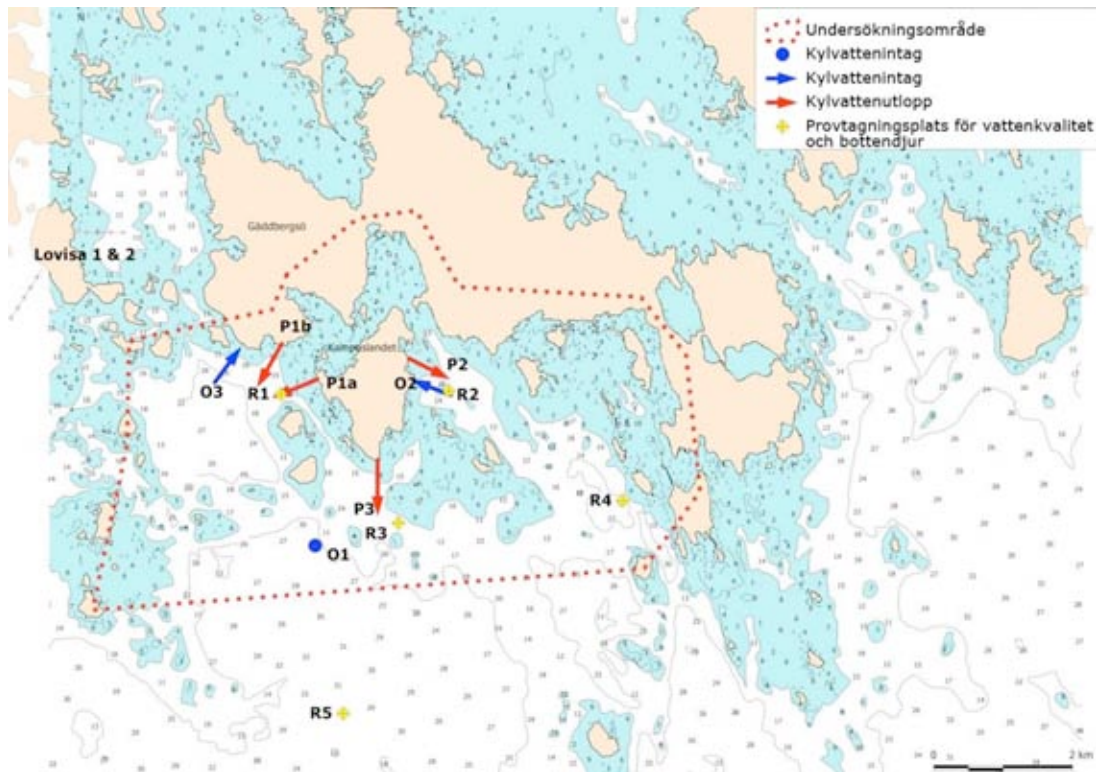


Bild 2-6. Strömfors undersökningsområde för utredning av vattendrag och fiskbestånd samt observationsplatserna för vattenkvalitet, bottenorganismer och växtplankton.

Havsområdet nära kärnkraftverkets tilltänkta förläggningssort, Gaddbergssöns udde, ligger på gränsen mellan Finska vikens inre och yttre skärgård. Typiska för området är vattenbassänger med begränsad vattenomsättning, som avskiljs av den inskurna strandlinjen, skärgården, de smala sunden och de ganska grunda trösklarna. Älvsvattnets inverkan i området är betydande. Den västra grenen av Kymmene älv mynnar ut i Abborförsviken nordost om Gaddbergssön (medelvattenföring cirka 150 m³/s) och den betydligt mindre Tessjö å (medelvattenföring cirka 4 m³/s) mynnar ut i Kullaviken öster om udden. Älvsvattnet orsakar variationer i salthalterna på havsområdet regionalt och mellan årstiderna.

Kylvattnet från Lovisa kraftverk avleds i Hästholmsfjärden på västra sidan av Gaddbergssön. Kraftverkets hushållsvatten avleds längre bort i Hudöfjärden och avloppsvattnet från stadens vattenreningsverk avleds i vattnen utanför Lovisa. Fritidsbosättning och fiskodling orsakar också belastning i havsområdet. Merparten av näringsbelastningen och den organiska belastningen i området förs ändå dit med älvsvattnet. Den interna näringsbelastningen i Finska viken är också kraftig och kan i värsta fall vara lika stor som belastningen av älvsvattnet (*Sydöstra Finlands miljöcentral 2008*).

En del av observationsplatserna för observationsprogrammet vid Lovisa kraftverk ligger i det område som man bedömer påverkas av kylvattnet från det planerade kraftverket i Strömfors, eller i närheten av det. Observationsresultat för år 2009 har varit tillgängliga i miljöförvaltningens register över vattenkvalitet (*miljöförvaltningens databas OIVA*) bara sedan 11.3.2009. Eftersom resultat från vinterhalvåret inte direkt kan jämföras med vattenkvaliteten under sommaren, har dessa inte analyserats i detta sammanhang.

30.10.2009

I maj varierade ytvattnets **temperatur** inom intervallet 8,9–9,8 °C. Vattenpelaren började bilda temperaturskikt i hela området då temperaturskillnaden mellan ytan och botten i närheten av de tilltänkta intagen och utloppen (R1, R2 och R3) var 3,1–3,8 °C och vid de yttre och djupare observationsplatserna inom undersökningsområdet (R4 och R5) 6,3–6,8 °C. I slutet av juli hade temperaturskiktningen blivit kraftigare då temperaturskillnaden i området var 8,1–11,3 °C. Vid den yttersta punkten R5 fick man inga temperaturdata för det djupaste provet.

På basis av **konduktiviteten** var vattnets salthalt, dvs. salinitet, i proven cirka 4,0–6,0 promille. Vattenpelaren var lätt skiktad i fråga om saliniteten under både våren och sommaren. På våren varierade konduktiviteten i ytskiktet inom intervallet 725–800 mS/m och i juli 813–855 mS/m. Nära botten var konduktiviteten på våren 828–998 mS/m och på sommaren 914–1 065 mS/m. De lägre värdena för konduktiviteten på våren orsakades av den större inverkan av älvvattnet. Vid båda observationstillfällena uppmättes något lägre värden för konduktiviteten i ytskiktet än i området i övrigt vid undersökningsområdets östligaste punkt R4, som ligger närmast verkningsområdet för vattnet från Kymmene älv. Salthalten i området påverkas utöver av avrinnande vatten och älvvatten också av de allmänna variationerna i salthalterna i Östersjön och Finska viken.

I maj var **syresituationen** till största delen utmärkt, men på undersökningsområdets yttersta och djupaste observationsplatser hade syremättnaden i skiktet nära botten minskat till en tillfredsställande nivå. Trots det var syrehalten på grund av det kalla vattnet också nära botten över 9 mg/l. I hela området uppmättes övermättnad i epilimnion, som högst 121 %, vilket uppenbarligen berodde på de rikliga förekomsterna av kiselalger och pansaralger, som är typiska för våren (se kapitel 2.2.2). I slutet av juli var syresituationen i epilimnion utmärkt, då syrehalten var cirka 90 %. I vattnet nära botten var syresituationen dock något försvagad, då syremättnaden var cirka 60 %. Den lägsta syrehalten 6,5 mg/l uppmättes vid den yttersta observationsplatsen R5 på cirka 34 m djup.

Syreproblem har förekommit regelbundet vid Lovisa kraftverks observationer, bl.a. i det närliggande området Hästholmsfjärden, där vattnet i fördjupningarna ofta är fullständigt syrefritt i slutet av sommaren (*bl.a. Lehtoranta & Mattila 2000, Mattila & Anttila-Huhtinen 2009*). Syreproblemen i området orsakas av den begränsade vattenomsättningen samt den allmänna frodigheten i Finska viken, som har ökat mängden material som sjunker till botten och förbrukar syre (*bl.a. Pitkänen 2004, Raateoja 2008, HELCOM 2009*). På Hästholmsfjärden förstärker också kylvattnet från Lovisa kraftverk temperaturskiktningen (*Mattila & Anttila-Huhtinen 2009*). På Vådholmsfjärden och Orrengrunds-fjärden är vattenomsättningen bättre än på Hästholmsfjärden och utifrån vattenkvaliteten under den isfria perioden 2009 är syreproblemen inte lika stora. Å andra sidan måste man anta att syresituationen försämrats ytterligare under sensommaren. Det svaga tillståndet hos bottenorganismerna, som konstaterades genom undersökningen av bottendjur år 2009 vid observationsplatserna R4 och R5, pekar tydligt på syreproblem (se kapitel 2.2.3). I samband med Lovisa kraftverks observationer lade man märke till att sedimentet i Hästholmsfjärden var syrefritt, trots att det ännu fanns syre i hypolimnion, vilket vittnar om en kraftig syreförbrukning i sedimentet (*Lehtoranta & Mattila 2000, Mattila & Anttila-Huhtinen 2009*).

30.10.2009

Vattnets **pH-värden** var klart basiska, vilket är typiskt för havsvatten. Vattnets **pH-värden** var högst i ytskiktet, 8,0–8,6, på grund av basproduktionen särskilt under tiden för växtplanktonets vårmakimum.

Siktdjupet på provtagningsplatserna var en aning bättre i maj (2,7–2,9 m) än i slutet av juli (3,1–3,3 m), vilket uppenbarligen närmast berodde på den rikliga förekomsten av växtplankton samt eventuellt i viss mån också på den större inverkan av älvvattnet. Vattnets **turbiditet** var vid båda provtagningstillfällena till största delen låg i hela vattenpelaren och värdet var typiskt för klara vatten (<1 FTU). Tidvis kunde man speciellt vid platser nära stranden observera en mycket lätt grumlighet i ytskiktet, vilket med största sannolikhet hänförde sig till urlakning från landområden.

Färgtalen som beskriver vattnets brunhet var mycket låga. I maj innehöll alla prov 5 mg Pt/l, i juli 10–15 mg Pt/l.

Totalfosforhalten var något högre (19–27 µg/l) på våren i början av vegetationsperioden än senare på sommaren (16–21 µg/l). Den yttersta observationsplatsen på Orrengrunds-fjärden skiljde sig från området i övrigt med sina något lägre halter. I genomsnitt visade fosforhalten på en lätt frodighet i området. Vid Lovisa kraftverks observationer var fosforhalten i ytvattnet på Hästholmsfjärden, Vådholmsfjärden och Orrengrunds-fjärden under perioden 2006–2008 i genomsnitt under vegetationsperioden något högre (29–31 µg/l *Mattila & Anttila-Huhtinen 2009*) och enligt klassificeringen frodiga.

Under ytskiktet var fosforhalten i allmänhet av samma klass eller lägre än på ytan, men maximivärdena uppmättes oftast nära botten. De högsta fosforhalten uppmättes i hypolimnion vid de djupaste observationsplatserna på våren. Som mest uppmättes i maj i fördjupningarna 34–36 µg/l fosfor vid punkt R5 och 53 µg/l vid punkt R4. Speciellt på den senare observationsplatsen är fördjupningen liten till ytan och mängden organiskt material som förbrukar syre, vilket samlas i fördjupningen, är alltså förhållandevis stor. På sommaren var fosforhalten i vattnet nära botten lätt förhöjda (23–30 µg/l) vid alla observationsplatser. Vid Lovisa kraftverks undersökningar på Hästholmsfjärden konstaterades att sedimentets syreförbrukning var stor och förmågan att begränsa frigörandet av näringsämnen i vattnet var dålig (*Lehtoranta & Mattila 2000*). På så sätt frigörs uppenbarligen näringsämnen ur sedimentet, trots att det ännu finns syre i hypolimnion.

Fosfatfosfor utgjorde i allmänhet cirka 10–20 % av totalfosfor i ytskiktet, men vid observationsplats R1 var andelen något större, cirka 30 %. I områdets östra del (R4) uppmättes i juli dessutom en förhöjd fosfathalt i ytskiktet. I hypolimnion var fosfathalten förhöjda i samma prov som visade på förhöjd totalfosfor. Som mest bestod cirka 60–80 % av totalfosfor av fosfat.

Totalkvävehalten i ytskiktet varierade på våren inom intervallet 290–370 µg/l och på sommaren inom intervallet 340–450 µg/l. De genomsnittliga värdena var lite högre på Orrengrunds-fjärden (R3 och R5) än närmare kusten. Kvävehalten var relativt jämna i alla vattenskikt, men förhöjda värden uppmättes särskilt på våren i samma prov från nära botten som visade på förhöjd fosfor. Som mest uppmättes 530 µg/l kväve i fördjupningen vid observationsplats R4 på våren.

Av de oorganiska kväveföreningarna låg **nitrit-nitratkvävehalten** i epilimnion under bestämningsgränsen (5 µg/l) och nära botten var de lätt förhöjda i samma prover som gav förhöjda värden för totala näringsämnen och fosfatfosfor. Mest nitrat- och nitritkväve uppmättes på våren i hypolimnion vid Orrengrunds-fjärdens yttersta observationsplats 97–110 µg/l. **Ammoniumkvävehalten** var rätt låga, i epilimnion i maj <5–27 µg/l och i juli 18–36 µg/l. I prov som tagits nära botten,

30.10.2009

och som visade en lätt syrebrist, fanns endast lite mer ammoniumkväve, 16–49 µg/l. Andelen oorganiskt kväve var totalt 10 % eller mindre av totalkvävet i epilimnion, medan andelen i närheten av botten som mest uppgick till 30 %.

Halterna av **klorofyll a**, som beskriver mängden växtplankton, var på våren vid tiden för kiselalgernas och pansaralgernas vårmaximum (se kapitel 2.2.2) högre (5,2–14,7 µg/l) än på sommaren (2,5–3,8 µg/l). Den högsta halten uppmättes vid den yttersta punkten på Orrengrunds fjärden (R5). De genomsnittliga halterna visade på en lätt frodighet med undantag av den yttersta observationsplatsen R5, där vårens förhöjda halt höjde medeltalet till klassen frodig. På basis av proportionen av oorganiska näringsämnen begränsades basproduktionen i området närmast av kväve eller av båda huvudnäringsämnena. Kvävebegränsning kan gynna blomningen av blågröna alger, som kan binda den kvävgas från atmosfären som lösts upp i vattnet (*Pitkänen 2004*).

Enligt klassgränserna i den allmänna klassificeringen av användningsduglighet för vatten hör undersökningsområdet närmast till klassen tillfredsställande. Vattenområdet Klobbfjärdens (inkluderar också Hästholmsfjärden) fysikalisk-kemiska klass är dålig enligt en av miljöförvaltningen utarbetad klassificering av vattenområdets tillstånd, som baserar sig på material kring vattenkvaliteten från perioden 2000–2007, på grund av bottenens syrefrihet och syrebristen i vattenmassan (*miljöförvaltningens databas OIVA*). I övrigt är undersökningsområdet fysikalisk-kemiska tillstånd tillfredsställande eller hjälpligt.

2.2.2. Växtplankton

Proven utanför Strömfors togs 18.5.2009 och 28.7.2009 från observationsplatserna R1, R3 och R4 (Bild 2–6). Observationsplatserna R1 och R3 finns i närheten av kylvattenintagen och -utloppen och observationsplats R4 längre ut i havsområdet söder om Kampuslandet. Metoderna som användes beskrivs i detalj i kapitlet som behandlar Pyhäjoki (se kapitel 2.1.2) och i den separata rapporten (*Palomäki 2009*).

Vid observationsplatserna utanför Strömfors observerades ett tydligt vårmaximum för växtplankton, som bestod av pansaralger och kiselalger. Andelen kiselalger var störst vid observationsplats R4, där deras biomassa utgjorde drygt hälften av den totala biomassan. Vid de övriga observationsplatserna var pansaralgernas andel klart över hälften av biomassan. Observationsplatsernas totala biomassa var cirka 2,0 mg/l och skillnaderna i biomassan var små mellan observationsplatserna.

Vid provtagningstillfället i juli var biomassan rätt liten och varierade mellan cirka 0,35 mg/l vid observationsplatserna R3 och R4 och cirka 0,5 mg/l vid observationsplats R5. *Pyramimonas*-arterna, som hör till fäсталgerna, utgjorde vid alla observationsplatser en av de till biomassan största alggrupperna. Vid observationsplats R1 var de blågröna algernas andel av biomassan rätt så betydande. Vid de övriga observationsplatserna fanns också en liten mängd blågröna alger. Vid observationsplats R3 var andelen pansaralger dessutom ganska stor.

Växtplanktonbiomassan under högsommaren avspeglade vattenområdets lätta frodighet. Arterna utgjordes till stor del av brackvattenarter, särskilt kiselalger och pansaralger, men i vegetationen fanns också arter som förekommer i både brack- och sötvatten.

30.10.2009

2.2.3. Bottenorganismer

Proven för analys av bottendjur togs 22.6.2009. Provtogs på endast fyra observationsplatser (Bild 2-7), eftersom man i ett av områdena som valts ut för utredningen inte lyckades hitta någon plats där botten lämpade sig för provtagning. Metoderna som användes beskrivs i kapitlet som behandlar Pyhäjoki (se kapitel 2.1.3) och detaljer finns i den separata rapporten (*Pöyry Environment Oy 2009b*).

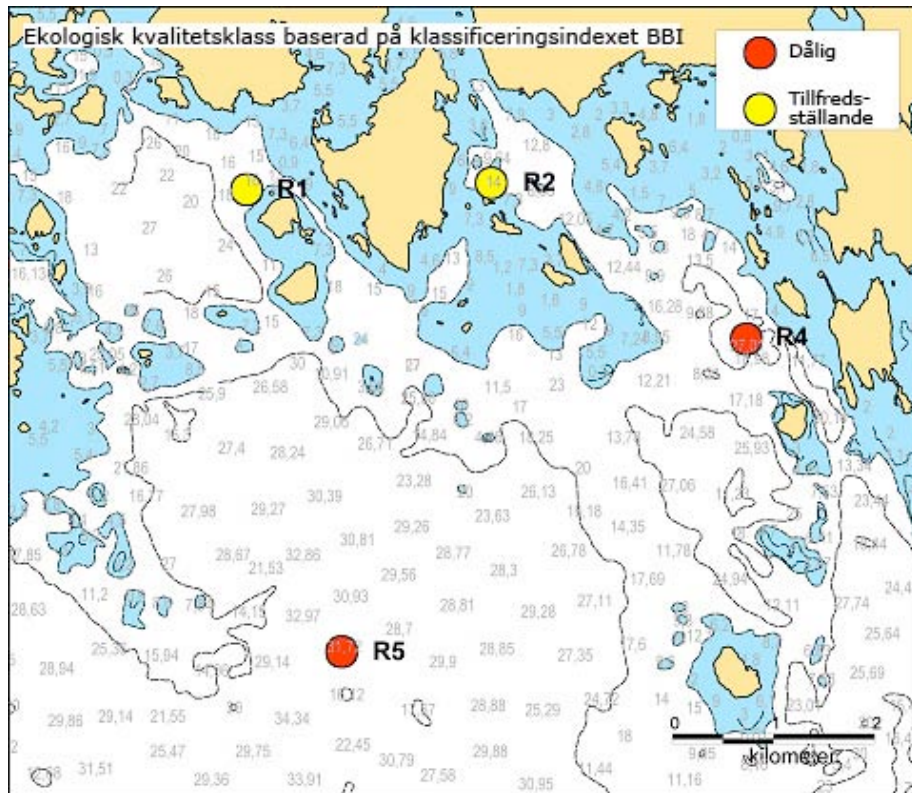


Bild 2-7. Ekologiskt tillstånd i populationerna av bottendjur vid provtagningsplatserna för botten djur utanför Strömfors, baserat på det ekologiska kvalitetsförhållandet enligt klassificeringsindexet BBI.

Den amerikanska havsborstmasken (*Marenzelleria* sp.) dominerade bottenorganismer vid provtagningsplatserna utanför Strömfors. I området observerades dessutom bland annat glattmaskar och fjädermyggglarver. Mängden individer av botten djuren per kvadratmeter varierade inom intervallet 94–2 096 individer, medan genomsnittet var 855 individer/m². Den genomsnittliga tätheten höjs av de amerikanska havsborstmaskarna som ställvis förekom rikligt i området.

Observationsplatsernas BBI-index varierade inom intervallet 0,03–0,27 och BBI-indexets O/E-förhållande inom intervallet 0,05–0,44. Utifrån BBI-indexet samt BBI-indexets O/E-förhållande hör tillståndet hos populationen av botten djur vid provtagningsplatserna R4 och R5 till klassen dåligt och provtagningsplatserna R1 och R2 till klassen tillfredsställande (Bild 2-7). Observationspunkt R4 och framför allt observationspunkt R5 ligger längst ut och i de klart djupaste områdena. I de djupare havsområdena utanför Strömfors och Lovisa har syresituationen i hypolimnion länge varit dålig (*Anttila-Huhtinen 2005*) och man har konstaterat att kvaliteten på botten sedimentet i området har försvagats (*Mattila & Anttila-Huhtinen 2009*). Vid observationsplatserna R4 och R5 påträffades endast havsborstmaskar av släktet *Marenzelleria*. Arterna i släktet *Marenzelleria* är

30.10.2009

relativt tåliga i mycket syrefattiga förhållanden (*Schiedek m.fl. 1997*) och är så kallade nykomlingar, som ställvis har förändrat artstrukturen på mjukbottenarna (*Zetter 1996*). *Marenzelleria*-släktets ställvisa dominerande ställning i områdets populationer av bottendjur och det svaga tillståndet hos bottenorganismerna i djupare områden har konstaterats i flera undersökningar (*Anttila-Huhtinen 2005*). Variationen i utredningsområdets populationer av bottendjur förklaras bland annat med att områdets karaktär ändrar betydligt då man rör sig från de inre vikarna längre ut mot den yttre skärgården.

Halten av torrsubstans i ytsedimentet var 10–17 %. Andelen organiskt material varierade inom intervallet 13–18 % per torrsubstans. Fosforhalten i ytsedimentet varierade inom intervallet 1 010–1 170 mg/kg, medan genomsnittet var cirka 1 093 mg/kg. Kvävehalten uppgick till 0,6–0,9 % per torrsubstans, medan genomsnittet var cirka 0,8 %. Halterna av näringsämnen i ytsedimentet utanför Strömfors var högre än i Pyhäjoki och Simo. De höga halterna beror bland annat på den större näringsbelastningen i området.

2.2.4. Kartläggningar av undervattensmiljön

Kartläggningarna av undervattensmiljön vid Gäddbergsön och Kampuslandet genomfördes 14–21.7.2009. Med hjälp av dykningsmetoden, som användes i Strömfors, kartlades undervattensmiljön vid dyklinjerna genom att samla in data för varje djupzon och öppenhetsklass. Vid inventeringen användes linjedykningsmetoden, som passar bättre vid relativt branta stränder än metoden med punktprovtagning som användes i Bottenviken (se Pyhäjoki kapitel 2.1). Utifrån fältnaterialet utarbetades en modell över förekomsten av vattenvegetation i de övriga delarna av undersökningsområdet. Förekomstkartor utarbetades över arterna genom att jämföra observationerna från dykningen med kartorna över djup och öppenhet i undersökningsområdet. I detta kapitel presenteras som exempel en modellerad karta över förekomsten av blåstång. Förekomstkartorna över andra modellerade arter finns i en separat rapport om kartläggningarna av undervattensmiljön (*Alléco Oy 2009*).

Metoden består av att en dykare dyker längs ett linjerep och noterar observationer om området vid varje djupmeter. Ett område på cirka 4 m² observeras i taget. Undersökningsområdets areal är cirka 35 km², områdets genomsnittliga djup är 14 meter och det maximala djupet är 39 meter. Det fanns 21 dykningslinjer med ett genomsnittligt djup på 4 meter och ett maximalt djup på 12 meter (Bild 2-8).

30.10.2009

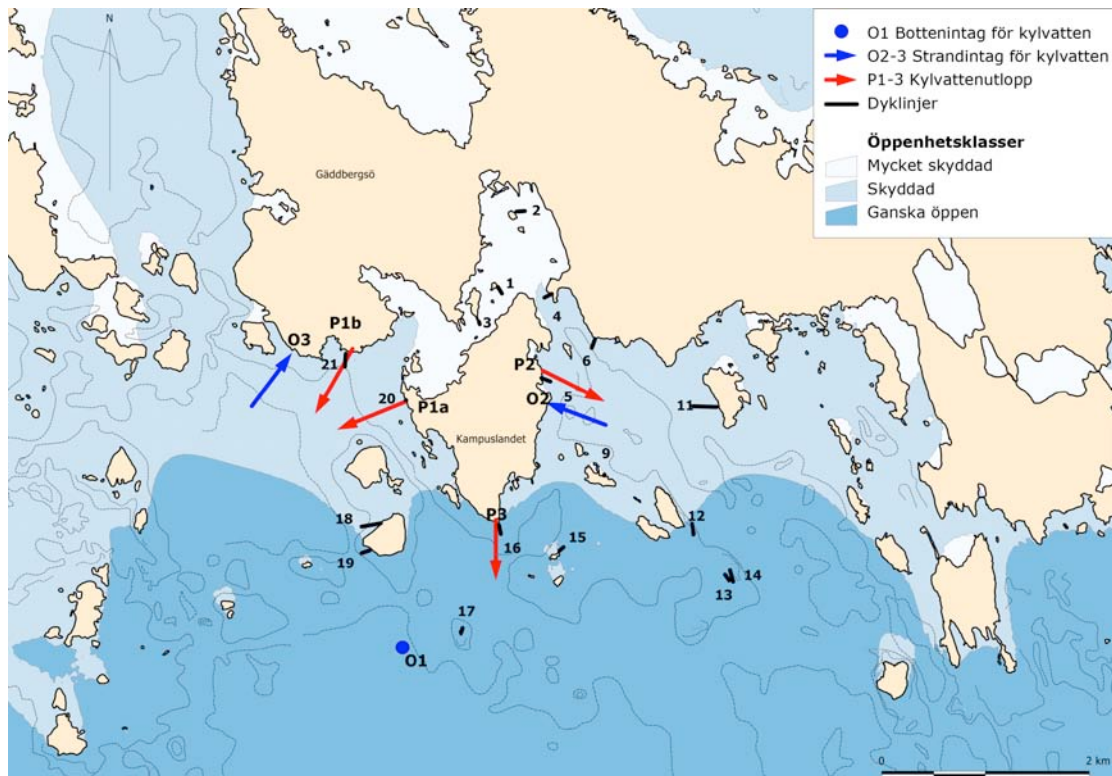


Bild 2-8. Dykningslinjerna vid Gäddbergsöns och Kampuslandets undersökningsområde i Strömfors. På kartan finns också intag och utlopp för kylvatten samt områdets öppenhetsklasser. Linjerna 7, 8 och 10 finns inte med på kartan, eftersom de på grund av en ändring av forskningsplanen togs bort under fältarbetets gång.

Under kartläggningarna av vegetationen observerades totalt 26 makroskopiska växtarter. Till arterna hörde åtta kärlväxtarter, en kransalg och 17 andra algarter. Av de observerade artgrupperna representerar algerna hårbottenarterna, medan kransalger och kärlväxter växer på mjukbotten. De sessila organismerna, dvs. ryggradslösa organismer som fäster i underlaget, representerades vid dyklinjerna av klubbpolyp, mossdjur, havstulpan, skev hjärtmussla och östersjömussla. Av algerna är alla utom grönslick ursprungligen havslevande. Däremot är alla kärlväxter och kransalger som observerades i undersökningsområdet sötvattenarter. I kartläggningarna i Strömfors observerades inga hotade arter.

Följande av Östersjöns naturtyper förekommer i utredningsområdet: 1) Populationer av trådalger i hydrolitoralen, 2) Populationer av trådalger i sublitoralen, 3) Populationer av blåstång på klipp- och stenbotten, 4) Bottnar som domineras av undervattensväxter samt 5) Populationer av bottendjur i fytalen och 6) Populationer av bottendjur i profundalen.

Av dessa naturtyper, som har presenterats av arbetsgruppen för hotade naturtyper i Finland (*Raunio m.fl. 2008*), har populationer av blåstång på klipp- och stenbotten (3), populationer av bottendjur i fytalen (6) och populationer av bottendjur i profundalen (7) klassificerats som sårbara (VU). Östersjöns klippbottnar har internationellt klassificerats som Finlands ansvarsnaturtyper. Naturtyper enligt denna klassificering är inte skyddade med stöd av lagen.

Tarmalgen, som hör till grönalgerna, förekom rikligast vid linje 12 i vattendjup under en meter. Vid andra linjer fanns mycket obetydliga mängder av algen. Grönslick växte glest vid flera linjer, men var den dominerande arten endast vid linjerna 15 och 17 söder om Kampuslandet i vattendjup under en meter.

30.10.2009

Bergborsting växte vid linjerna sydost och väster om Kampuslandet i en skyddad och rätt öppen zon till ett vattendjup på 7,5 meter.

Blåstången, som hör till brunalgerna, fanns vid alla andra linjer utom linje 2 i den lilla grunda viken på Kampuslandets norra sida samt linjerna 7, 8, 10 och 14 öster om Kampuslandet. Den nedre gränsen för förekomst av blåstång som ett enhetligt bälte var cirka 2,5 meter i en mycket skyddad zon, cirka 3,5-4,5 meter i en skyddad zon och cirka 2,5 m i en rätt öppen zon. Rikligast var förekomsten av blåstång vid linjerna 1, 6, 9, 11, 12, 15-20, där den växte med över 80 % täckning. Ishavstosen var dominerande art på djupa bottenar och påträffades också vid djupgränsen för algerna på 10,6 meters djup.

Nedan finns en karta över den sannolika förekomsten av blåstång i området kring Strömfors, som modellerats på basis av observationer (Bild 2-9).

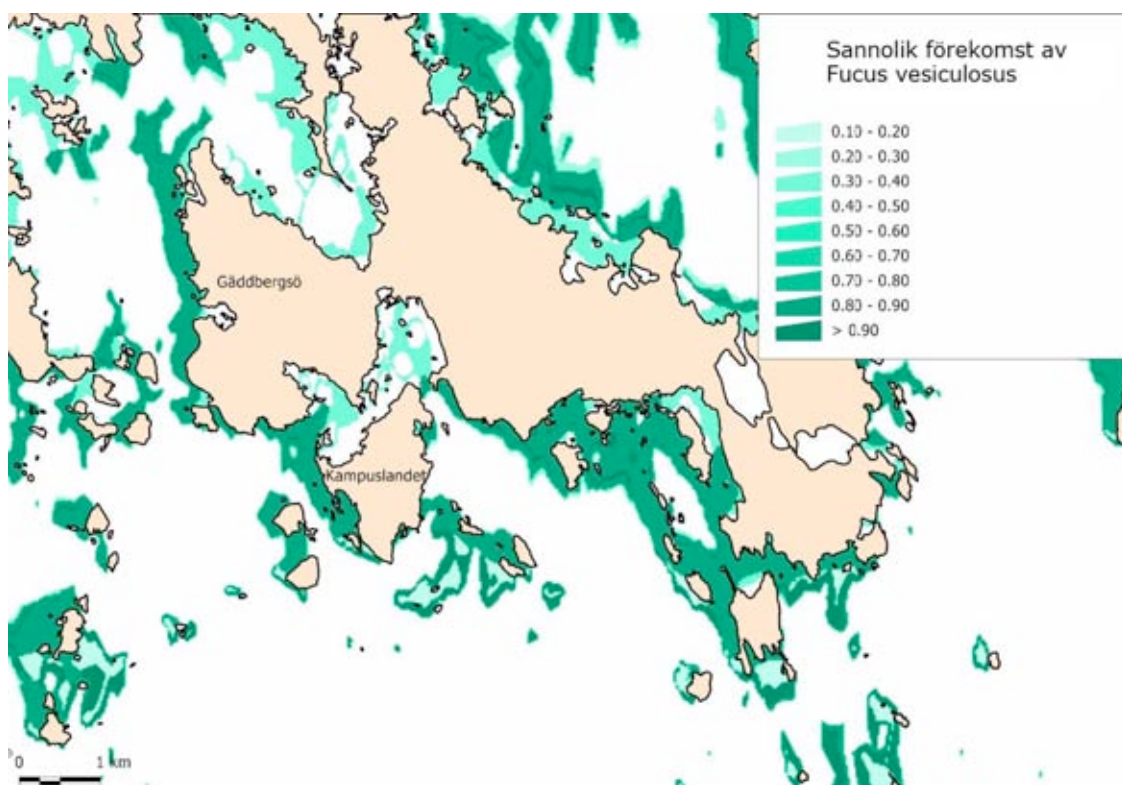


Bild 2-9. Sannolik förekomst av blåstång (*Fucus vesiculosus*) i området kring Strömfors. I undersökningsområdet växer blåstången med största sannolikhet sydost och väster om Kampuslandet i vattendjup under fyra meter.

Av rödalger påträffades havsstenhinna i hela undersökningsområdet vid nästan alla linjer. Andra rödalger växte närmast i en zon som sträcker sig från halva Kampuslandet i riktning söderut. Ullsläke och fjäderslick växte i grunt vatten, medan gaffeltång, florslick och blåtonat rödblåd/kilrödblåd växte i djupare vatten. Gaffeltång växte som djupast på 6,6 meters djup och florslick på 8,3 meters djup.

Kärlväxter på mjukbotten fanns på norra sidan av Kampuslandet i den mycket skyddade Granholmsfjärden samt på öns östra och västra sida i den skyddade skärgårdszonen. Den nedre gränsen för förekomst av kärlväxter var 4,4 meter. Undersökningsområdets yttersta linjer hade huvudsakligen stenbotten, så där påträffades inga kärlväxter alls, med undantag av linje 18 nordväst om Stora Vådholmen. Av kärlväxterna var de i genomsnitt mest täckande och rikligaste arterna småsärv och axslinga, som förekom vid flera linjer i hela

30.10.2009

undersökningsområdet i den mycket skyddade eller skyddade zonen. Hornsärvi fanns vid tre linjer i den skyddade Granholmsfjärden. Rikligast var täckningen på 10 % vid linje 2. Grönsträfsa, som hör till kransalgerna växte glest vid linjerna 3 och 21.

Utanför Gäddbergsön vid linje 21 invid utloppsalternativ P1b växte kärlväxter som är typiska för skyddad sandbotten, såsom borst- och ålnate, axslinga, småsärvi och vitstjälksmöja samt kransalger, såsom grönsträfsa. På spridda steniga fläckar växte dessutom rikligt med blåstång, men också trådiga brunalger samt grönalger, såsom grönslick och tarmalg. Av arterna att döma är området klart frodigare än områdena kring utloppen P2 och P3. Kärlväxter och blåstång växte ännu i slutet av linjen på 2,5 meters djup. På grund av den långsluttande stranden blev den verkliga nedre gränsen för förekomst av blåstång och kärlväxter oklar. Vid linje 5 nära utloppsalternativ 2 på östra sidan av Kampuslandet växte huvudsakligen arter som avspeglar det näringsfattiga vattnet, såsom blåstång och vitstjälksmöja (*Häyrén 1921*). Stranden blev brantare relativt långsamt; 100 meter från stranden var vattnet 6,5 meter djupt. Botten bestod över hela linjen av stenbotten, blockbotten och ställvis ren sandbotten. Den nedre gränsen för förekomst av kärlväxter var 2,6 meter, nedre gränsen för förekomst av blåstång som ett enhetligt bälte var 3,5 meter och djupgränsen för algerna var 6,5 meter. Vid linje 16 i närheten av utloppsalternativ P3 vid Kampuslandets sydspets växte arter som är typiska för en öppen stenig strand och avspeglar det näringsfattiga vattnet, såsom bergborsting, blåstång och blåtonat rödblad/kilrödblad (*Häyrén 1921*). Inga kärlväxter påträffades. Stranden var mycket stenig och långsluttande; 70 meter från stranden var vattnet bara 5,6 meter djupt. Den nedre gränsen för förekomst av blåstång var 4,5 meter. Algernas djupgräns blev oklar på grund av det grunda vattnet vid linjen.

2.2.5. Bedömning av konsekvenser

Vid bedömningen av konsekvenser har beaktats skillnaderna mellan intag och utlopp då detta har varit ändamålsenligt med tanke på typen av konsekvens. I vidstående bild (Bild 2-10) presenteras de alternativa intag och utlopp i Strömfors som tas upp i MKB-beskrivningen. Av dessa har utlopp P1a avlägsnats från alternativen i den detaljerade planläggningen, så det granskas inte heller i denna utredning.

30.10.2009

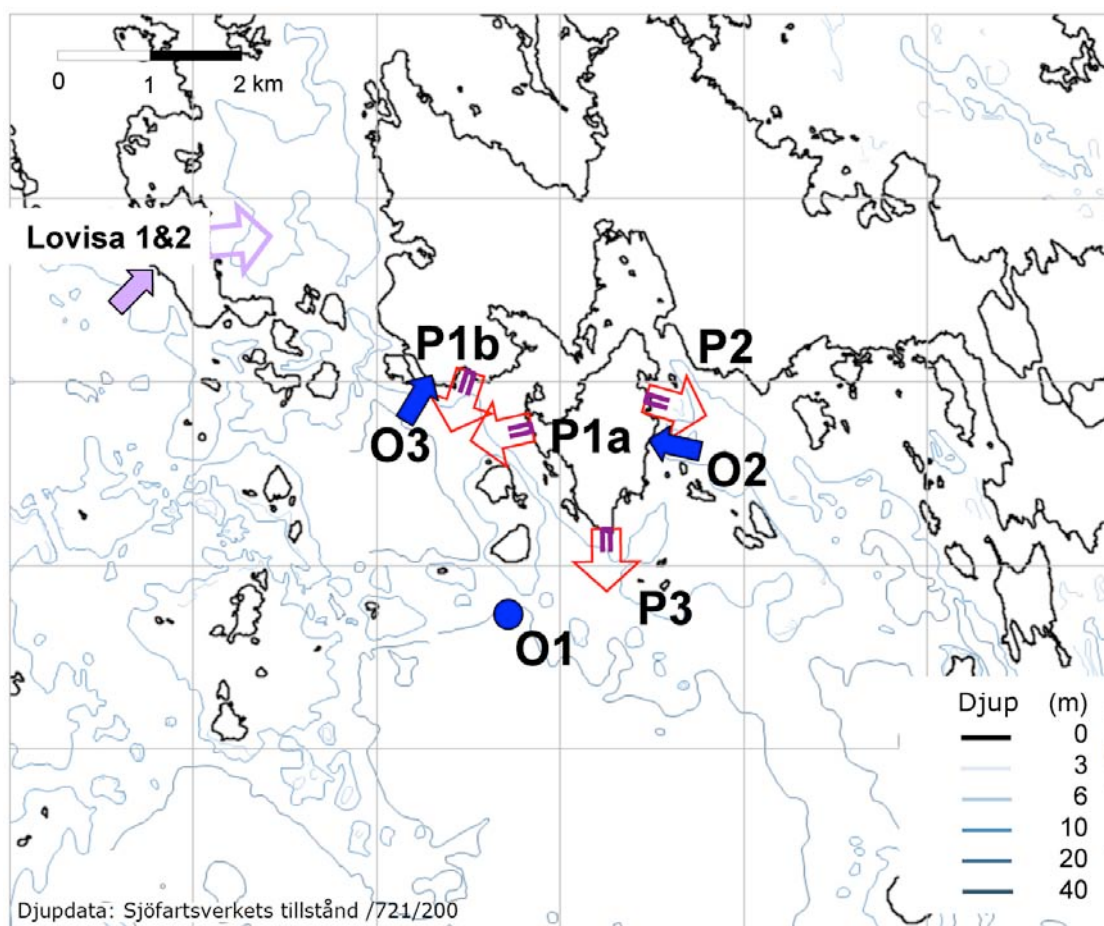


Bild 2-10. Kylvattenintag och -utlopp. De blå pilarna visar strandintagen, den blå cirkeln bottenintaget (tunnel) och de röda pilarna utloppen. Den lila pilen visar nuvarande Lovisa kärnkraftverks intag och utlopp.

Vattenkvaliteten

I MKB-beskrivningen redogörs för vattenkvaliteten i projektområdet bland annat utifrån materialet från observation av vattendragen vid nuvarande Lovisa kraftverk. Det fanns omfattande vattenkvalitetsdata för projektområdets västra havsområde (bl.a. Vårdholmsfjärden, Hästholsfjärden). Från området öster om Kampuslandet fanns däremot ont om observationsdata gällande vattenkvaliteten. Utredningen som gjorts i detta område kompletterar de vattenkvalitetsdata som presenteras i MKB-beskrivningen.

Resultaten av utredningarna från sommaren 2009 stöder karakteriseringarna av vattenkvaliteten som presenteras i MKB-beskrivningen. Resultaten ligger i alla fall för näringsämnenas del betydligt under de maximala halter som observerats i området, och syrehalterna är bättre än de som presenteras i MKB-beskrivningen. Även om det är möjligt att vattenkvaliteten i området på lång sikt skulle förbättras, torde de nu observerade faktorerna i alla fall till största delen bero på att de högsta näringshalterna och lägsta syrehalterna i allmänhet observeras alldeles i slutet av sommaren och varierar årligen, varför de inte har observerats i denna utredning. Mängden observationer som använts i MKB-beskrivningen är också stor och täcker därför växlingar som orsakas av väder och andra omständigheter. Resultaten av utredningarna av bottenorganismer sommaren 2009 stöder också informationen i MKB-beskrivningen gällande den dåliga

30.10.2009

syresituationen i fördjupningarna, även om de observerade syrehalterna i denna utredning inte var speciellt låga.

Med undantag av temperaturhöjningen ändras inte kylvattnets kvalitet då det strömmar genom kraftverket. Det kan i alla fall förekomma skillnader i vattenkvaliteten mellan intagen och utloppen, så konsekvenserna vid utloppet beror på vattenkvaliteten vid intaget. Utifrån utredningarna från sommaren 2009 observerades inga betydande skillnader mellan de alternativa strandintagen och utloppen. Ledandet av kylvatten från Kampuslandets östra sida till Vådholmsfjärden eller andra vägen bedöms alltså inte inverka på vattenkvaliteten i områdena. I vattenskikten nära botten är näringshalterna som väntat förhöjda. Dessa observationer stöder bedömningen i MKB-beskrivningen att avledandet av kylvatten inte inverkar på utloppsområdets vattenkvalitet, med undantag av en tillfällig höjning av näringshalterna i utloppsområdet i vatten som tas på djupet.

Växtplankton

Resultaten av växtplanktonutredningarna från sommaren 2009 överensstämmer med redogörelsen i MKB-beskrivningen, i vilken planktonpopulationen anses avspejla lätt frodighet eller frodighet.

Värmebelastningen har i undersökningarna i kylvattenområdena observerats öka basproduktionen i utloppsområdet. Det varma kylvattnet förlänger vegetationsperioden och påskyndar organismernas ämnesomsättning. Utloppsområdet är sedan tidigare frodigt och inom verkningområdet för Lovisa kraftverk har basproduktionen observerats växa mer än den allmänna eutrofieringsutvecklingen. På basis av detta kan man anta att det varma kylvattnet ökar basproduktionen också vid utloppet för kylvatten från det nya kraftverket.

Verkningarna av kylvattnet som påskyndar basproduktionen bedöms sträcka sig över det område där vattentemperaturen i ytskiktet största delen av tiden är mer än en grad högre än normalt. Storleken på området som värms upp till följd av kylvattnets verkan illustreras i modelleringar av kylvattnets genomsnittliga utbredningsområden som presenteras i MKB-beskrivningen. Något behov av att ändra dessa bedömningar på grund av utredningarna anses inte finnas.

Utloppens placering och intagsvattnets temperatur påverkar det uppvärmda vattenområdets storlek och därmed också växtplanktonproduktionens tillväxt. Det minsta verkningområdet finns vid utlopp P3 i riktning söderut från Kampuslandet till följd av den goda vattenomsättningen. Det minsta uppvärmda området vid intaget får man med bottenintag (O1), eftersom vattnet under sommaren är kallare på djupet än vid ytan.

Resultaten av sommarens utredningar stöder konsekvensbedömningen som presenteras i MKB-beskrivningen, enligt vilka årsproduktionen av växtplankton vid utloppet växer och arternas riklighet kan ändra lokalt. Skillnaderna mellan intags- och utloppsalternativen som presenteras i MKB-beskrivningen stämmer likaså överens med beskrivningarna också i ljuset av resultaten av utredningarna år 2009.

Massblomning av blågröna alger är allra vanligast i övergödda havsområden, framför allt mot slutet av sommaren, då kväve är det näringsämne som hämmar växten. I Finska viken förekommer massblomning av blågröna alger årligen. Kylvattnet kan enligt bedömningen i MKB-beskrivningen öka mängden blomning av blågröna alger och detta kan man sluta sig till också utifrån utredningarna år 2009. Denna slutsats stöder också observationen vid provtagningen år 2009 att

30.10.2009

basproduktionen i området begränsas antingen av enbart kväve eller av båda huvudnäringssämnena.

Bottenorganismer

I MKB-beskrivningen redogörs för bottenorganismer utifrån resultaten av Lovisa kärnkraftverks observationer. Resultaten av utredningarna från sommaren 2009 bekräftar observationerna av tillståndet hos bottenorganismer i området. Utredningarna ger dessutom ny information om arterna öster om Kampuslandet, som inte har följts upp inom ramen för den obligatoriska kontrollen.

På basis av utredningen är tillståndet hos bottenorganismer i de inre områdena öster och väster om Kampuslandet av klassen tillfredsställande. Tillståndet i fördjupningarna med de sämsta syresituationerna söder och sydost om Kampuslandet var däremot av klassen dåligt. Detta stöder bedömningen av den dåliga syresituationen i områdets fördjupningar. Utöver fjädermygglarerna och glattmaskarna, som i MKB-beskrivningen uppges vara de dominerande arterna, förekom också rikligt med amerikansk havsborstmask, *Marenzelleria*, en nykomling som är tålig i syrefattiga förhållanden.

Kylvattnets konsekvenser för bottenorganismer är närmast indirekta och orsakas till största delen av förändringar som sker i basproduktionen. Den ökande mängden organiskt ämne gynnar arter som drar nytta av övergödningen. I fördjupningarna kan ändå syrebristen utvidgas i takt med att mängden organiskt material ökar och medföra att bottenfaunan minskar.

Resultaten av utredningarna från sommaren 2009 stöder konsekvensbedömningarna som presenteras i MKB-beskrivningen gällande förändringen av förhållandena på mjukbotten till att gynna arter som drar nytta av övergödningen och utvidgningen av de syrefria fördjupningarna inom kylvattnets verkningsområden. I sin helhet bedöms projektets konsekvenser ändå förbli lokala och de anses inte ha någon multiplikatoreffekt på exempelvis fiskbeståndet.

Undervattensmiljön

I MKB-beskrivningen redogörs för tillståndet i havsområdet utanför Strömfors huvudsakligen utifrån data från Lovisa kraftverks observationer av vattendragen. Utredningen från år 2009 preciserar informationen i MKB-beskrivningen särskilt för området öster om Kampuslandet, för vilket tidigare data var bristfälliga. På basis av utredningarna kan vegetationen konstateras mer naturlig än MKB-beskrivningen ger vid handen med stöd av Lovisa kraftverks observationer. Kampuslandets och Gäddbergsöns undersökningsområde var till sin artsammansättning mångsidigt och avspeglade till största delen den naturliga sammansättningen, men å andra sidan växte i de mer skyddade inre vikarna också arter som avspeglade frodighet.

Enligt konsekvensbedömningen i MKB-beskrivningen är den viktigaste konsekvensen som medför förändringar i vegetationen att tillväxten blir snabbare i det uppvärmda vattenområdet. Jämförelsen av resultaten med arterna på den närliggande Hästholmsfjärden stöder detta antagande. Basproduktionen har observerats öka i och med den högre temperaturen, och artsammansättningen bli ensidigare. Typiskt är att vid utloppet frodas snabbväxande ettåriga trådalgsarter, såsom grönslick och tarmalg, samt några kärlväxtarter som tål värmebelastning, såsom borstnate och axslinga, då arter som är känsligare för frodighet ger vika. Det varma kylvattnet har också observerats öka förvassningen av de skyddade havsvikarna.

30.10.2009

I MKB-beskrivningen undersöktes tre olika utloppsalternativ. Artsammansättningen vid de undersökta utloppen motsvarade i huvuddrag arterna i det omgivande området. Av arterna som observerats vid linjen i närheten av utloppsalternativ P1b bedöms grönslick, tarmalg, trådiga brunalger och axslinga blir rikligare. Av de observerade arterna kan förekomsten av blåstång, småsär, vitstjälksmöja och grönsträfsa bedömas minska.

Vid linjen nära utloppsalternativ P2 på östra sidan av Kampuslandet växte huvudsakligen arter som avspeglar det näringsfattiga vattnet, såsom blåstång och vitstjälksmöja. I enlighet med bedömningen ovan kan dessa arter minska i och med den högre temperaturen. Utloppsalternativ P2 skulle stärka basproduktionen öster om Kampuslandet.

I närheten av utloppet P3 vid Kampuslandets sydspets växte algarter som är typiska för öppna steniga stränder och avspeglar det näringsfattiga vattnet, såsom bergborsting, blåstång och blåtonat rödblad/kilrödblad. Inga kärlväxter påträffades på grund av att botten var stenig och stranden öppen. Förekomsten av blåstång och blåtonat rödblad/kilrödblad bedöms minska i närheten av utloppet.

Av de naturtyper som är hotade i enlighet med hotklassificeringen bedöms projektet medföra konsekvenser för populationerna av blåstång och bottenorganismer på klipp- och stenbotten (se kapitlet ovan om bottendjur). Vid utloppet är konsekvenserna för växterna mekaniska (byggande, erosion som orsakas av kylvattenströmmen) och i det uppvärmda området består de av kvalitativa förändringar i artsammansättningen och populationernas livskraft, vilka orsakas av förändringen i levnadsförhållandena.

2.3. Simo

2.3.1. Vattenkvaliteten

Vattenprov togs i Simo utredningsområde 9.6 och 6.8.2009 på fem provtagningsplatser (Bild 2-11).

Metoderna som användes i utredningen beskrivs i kapitlet som behandlar Pyhäjoki (se kapitel 2.1.1) och detaljer finns i den separata rapporten (*Pöyry Environment Oy 2009a*).

30.10.2009

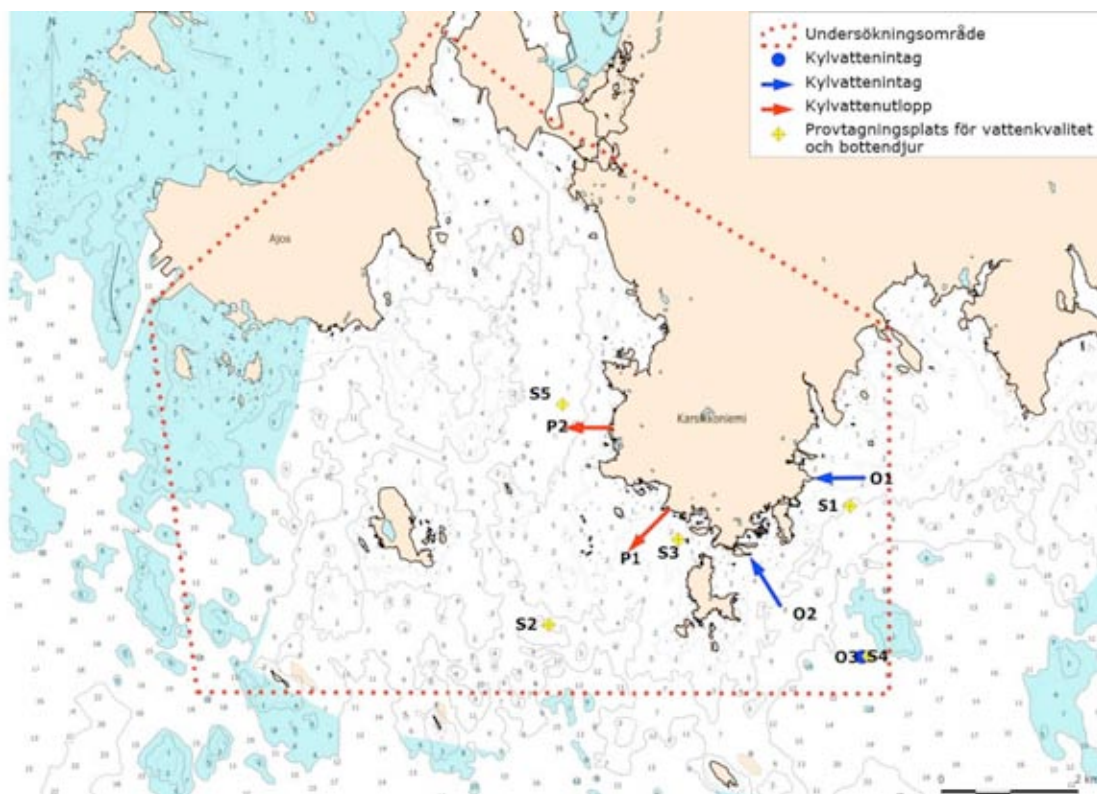


Bild 2-11. Simo undersökningsområde för utredning av vattendrag och fiskbestånd samt observationsplatserna för vattenkvalitet, bottenorganismer och växtplankton.

Kustzonen utanför Simo är grund och stenig, strandlinjen är inskuren och karakteriseras av älvarnas deltaområden. Nordväst om undersökningsområdet är Kemi älv, med en medelvattenföring på 581 m³/s, den största älven som mynnar ut i Bottenviken. Cirka 15 kilometer öster om Karsikkoniemi mynnar Simo älv ut med en medelvattenföring på 54 m³/s. Älvsvattnets inverkan på vattenkvaliteten i området är betydande.

Havsområdet belastas utöver av älvsvattnet och den spridda belastningen också av avloppsvattnet från Oy Metsä-Botnia Ab:s fabrik i Kemi och Kemiart Liners Oy, som avleds utanför Kemi älv, där det i viss mån blandas med älvsvattnet och delvis förs ut till havs via det rätt skyddade området mellan Selkäsaari och Ajos, samt i någon mån också via Veitsiluotoviken. Till området i fråga avleds också hushållsavloppsvatten som behandlats av Kemin Vesi Oy. Närmare undersökningsområdet, längst inne i Veitsiluotoviken, avleds behandlat avloppsvatten från Stora Enso Ab:s Veitsiluotoanläggningar. Den största belastningen orsakas av organiskt material som förbrukar syre, näringsämnen och fasta substanser. Vattenkvaliteten i havsområdet har i alla fall förbättrats i och med att behandlingen av avloppsvattnet har effektiviserats. Syresituationen har förbättrats och syrefrihet har inte observerats på många år. Fosforhalterna har också minskat.

I början av juni uppvisade vattnen ännu ingen betydande temperaturskiktning. Ytvattnets **temperatur** varierade inom intervallet 6,5–9,8 °C och som störst var skillnaden mellan yt- och bottenvattnen 3,8 °C vid punkten S2 sydväst om Karsikkoniemi. I början av augusti uppvisade vattnen en temperaturskiktning vid punkter på mer än fem meters djup. Temperaturen i epilimnion varierade inom intervallet 18,3–20,3 °C och i hypolimnion (>5 m) inom intervallet 8,2–16,4 °C.

30.10.2009

Syresituationen var i juni utmärkt på alla djup, då syrehalten som lägst var 89 %. Syresituationen var utmärkt eller god också i augusti, utom vid punkten S5 vid mynningen till Veitsiluotoviken, där situationen var tillfredsställande nära botten (halt 74 %). Vattnet var vid båda provtagningstillfällena svagt basiskt, vilket är typiskt för brackvatten. Vattnets **pH-värden** varierade endast en aning i hela vattenpelaren i juni, 7,4–7,7. I augusti var pH-värdet lite högre i ytskiktet (7,7–7,9) än i hypolimnion (7,2–7,3) till följd av basproduktionen.

Siktdjupet på provtagningsplatserna var klart lägre i juni (1,8–2,8 m) än i början av augusti (4,0–5,3 m), vilket uppenbarligen berodde på vårcirkulationen, den större inverkan av älvvattnet och i viss mån av förekomsten av kiselalger, som är typisk för våren. Växtplanktonbiomassan var vid motsvarande tidpunkt rätt liten, med undantag av punkten S5 (2.3.2). Vattnets **turbiditet** var vid båda provtagningstillfällena låg i hela vattenpelaren (<1 FTU), men i juni var den i genomsnitt dubbelt så hög som i augusti. **Färgtalen**, som i det närmaste beskriver älvvattnets inverkan, låg i juni på 30–40 mg Pt/l i ytskiktet och var som högst väster och sydväst om Karsikkoniemi.

I augusti var färgtalen i hela vattenmassan till största delen 20 mg Pt/l.

Konduktiviteten hade minskat speciellt i epilimnion på grund av älvvattnets inverkan, men också konduktiviteten i hypolimnion hade minskat vid båda provtagningstillfällena. Älvvattnets andel var som störst i epilimnion i början av juni vid mynningen till Veitsiluotoviken (S5), där nästan hälften av vattenmassan var älvvatten (konduktivitet cirka 290 mS/m). I övrigt var konduktiviteten i epilimnion i juni cirka 300–410 mS/m och i augusti cirka 380–390 mS/m (andelen älvvatten 30 %). Nära botten låg konduktiviteten på nivån 360–450 mS/m, då andelen älvvatten som minst var cirka 20 %.

Totalfosforhalterna varierade i juni i hela ytvattnet inom intervallet 9–14 µg/l. Högst var halterna på västra sidan av Karsikkoniemi, vid mynningen till Veitsiluotoviken (S5), på grund av såväl älvvattnets som avloppsvattnets inverkan. Kemi älvs fosforhalt i början av juni (8.6.) var 17 µg/l (*miljöförvaltningens databas OIVA*). I närheten av botten var halterna på samma nivå eller lägre än i epilimnion. I augusti var fosforhalterna lägre än i början av vegetationsperioden i juni, i hela vattenpelaren kring 4–7 µg/l. Fosforhalterna var typiska för karga vattendrag vid båda provtagningstillfällena, i genomsnitt 7–10 µg/l. **Fosfatfosforhalterna** var vid båda provtagningstillfällena låga i hela vattenpelaren. I juni var halterna <2–3 µg/l och i augusti nästan utan undantag lägre än bestämningsgränsen.

Totalkvävehalterna i ytskiktet var i juni 250–510 µg/l och i augusti 230–360 µg/l. Kemi älvs kvävehalt i början av juni (8.6.) var 330 µg/l (*miljöförvaltningens databas OIVA*). De genomsnittliga halterna var högst sydväst och väster om Karsikkoniemi, vilket uppenbarligen delvis berodde på inverkan av älvvattnet. De vertikala skillnaderna var ställvis stora i synnerhet i juni, då kvävehalten i närheten av botten var 530 µg/l sydost om Karsikkoniemi (S4), mer än dubbelt så hög som i ytskiktet. I augusti uppmättes den högsta kvävehalten i vattenskiktet nära botten (480 µg/l) sydväst om Karsikkoniemi (S2).

Av de oorganiska kväveföreningarna låg **nitrit-nitratkvävehalterna** i epilimnion i juni kring 35–93 µg/l, medan de i augusti var lägre på grund av basproduktionens förbrukning, kring <5–27 µg/l. Som lägst var halterna alldeles invid stranden vid punkten S3. Nära botten var nitrit-nitratkvävehalten vid båda provtagningstillfällena som högst 110 µg/l. **Ammoniumkvävehalterna** var rätt låga i epilimnion, i juni 16–19 µg/l och i augusti 15–46 µg/l. Mest ammoniumkväve fanns nära botten i augusti (cirka 60 µg/l) vid punkterna S4 och S5.

30.10.2009

Andelen oorganiskt kväve av totalkvävet uppgick till i genomsnitt 25 % i juni och 17 % i augusti.

Halterna av **klorofyll a**, som beskriver mängden växtplankton, var i juni 1,9–6,3 µg/l och i augusti 1,4–2,4 µg/l. Halterna var i juni typiska för karga till lätt frodiga vatten och i augusti för karga vattendrag. Genomsnittsvärdena (1,7–4,3 µg/l) av klorofyll a för juni och augusti var till största delen typiska för karga vatten, även om ett lätt frodigt område sträcker sig från Karsikkoniemis sydsida (S3) längre ut till havs. På basis av proportionen av oorganiska näringsämnen begränsades basproduktionen av fosfor.

Observationspunkten (Kemi 12) för den obligatoriska kontrollen utanför Kemi är nästan densamma som punkt S5 i denna undersökning. Vid punkten i fråga är halten av klorofyll a för perioden maj-augusti (n=8) under innevarande år i genomsnitt 4,3 µg/l, som avspeglar en lätt frodighet. Kiselalgernas vårmaximum verkade infalla den första veckan i juni. Då (1.6) var halten av klorofyll a 8,6 µg/l. Vid de övriga observationsplatserna för den obligatoriska kontrollen i närheten av undersökningsområdet var de genomsnittliga halterna (n=2) av klorofyll a (1,7–2,0 µg/l) i juli och augusti typiska för karga vatten.

2.3.2. Växtplankton

Proven utanför Simo togs 9.6 och 6.8.2009 vid observationsplatserna S1, S2 och S5 kring Karsikkoniemi (Bild 2–11). Observationsplatserna S1 och S5 finns i närheten av kylvattenintagen och -utloppen och observationsplats S2 längre ut i havsområdet norr om Karsikkoniemi.

Metoderna som användes beskrivs i kapitlet som behandlar Pyhäjoki (se kapitel 2.1) och detaljer finns i den separata rapporten (*Palomäki 2009*).

Utanför Simo var växtplanktonets vårmaximum tydligt synligt endast vid observationsplats S5, där den totala mängden biomassa var cirka 1,3 mg/l. Vid de övriga observationsplatserna var mängden biomassa relativt liten i början av juni (cirka 0,3–0,5 mg/l). Största delen av biomassan bestod av kiselalger. Vid observationsplats S5 fanns också ganska rikligt med rekylalger.

I början av augusti var mängden biomassa relativt liten och varierade mellan observationsplatserna S1 och S2 från 0,2 mg/l till 0,4 mg/l. De till biomassan största alggrupperna var grönalger och rekylalger.

Vid observationsplatserna S1 och S2 avspeglade mängden växtplanktonbiomassa i slutet av sommaren vattenområdets karga beskaffenhet och vid de här observationsplatserna kunde växtplanktonets vårmaximum knappt skönjas. Observationsplats S5 var på basis av växtplanktonbiomassan lätt frodig och planktonets vårmaximum var betydligt kraftigare än vid de övriga observationsplatserna.

2.3.3. Bottenorganismer

Proven för analys av botten djur togs 9.6.2009 på fem provtagningsplatser (Bild 2-12).

Metoderna som användes beskrivs i kapitlet som behandlar Pyhäjoki (se kapitel 2.1.3) och detaljer finns i den separata rapporten (*Pöyry Environment Oy 2009b*).

Främst glattmaskar och fjädermygglarver dominerade bottenorganismer vid provtagningsplatserna utanför Simo. De här grupperna av botten djur har också i tidigare utredningar konstaterats dominera populationerna av botten djur i området (*Pöyry Environment Oy 2007a*). Mängden individer per kvadratmeter varierade inom intervallet 26–1 325 individer, medan genomsnittet var 513

30.10.2009

individer/m². Den observerade genomsnittliga mängden individer är något mindre än vad man observerat exempelvis utanför Kemi på 2000-talet.

Observationsplatsernas BBI-index varierade inom intervallet 0,01–0,45 och BBI-indexets O/E-förhållande inom intervallet 0,02–0,73. Utifrån BBI-indexet samt BBI-indexets O/E-förhållande hör tillståndet hos populationen av botten djur vid provtagningsplatserna S1 och S3 till klassen gott, vid provtagningsplatserna S4 och S5 till klassen tillfredsställande och vid provtagningsplats S2 till klassen dåligt (Bild 2–12). Vitmärla, som är relativt kräsen i fråga om vattenkvaliteten, påträffades endast vid provtagningsplatserna S1 och S4 sydost om Karsikkoniemi.

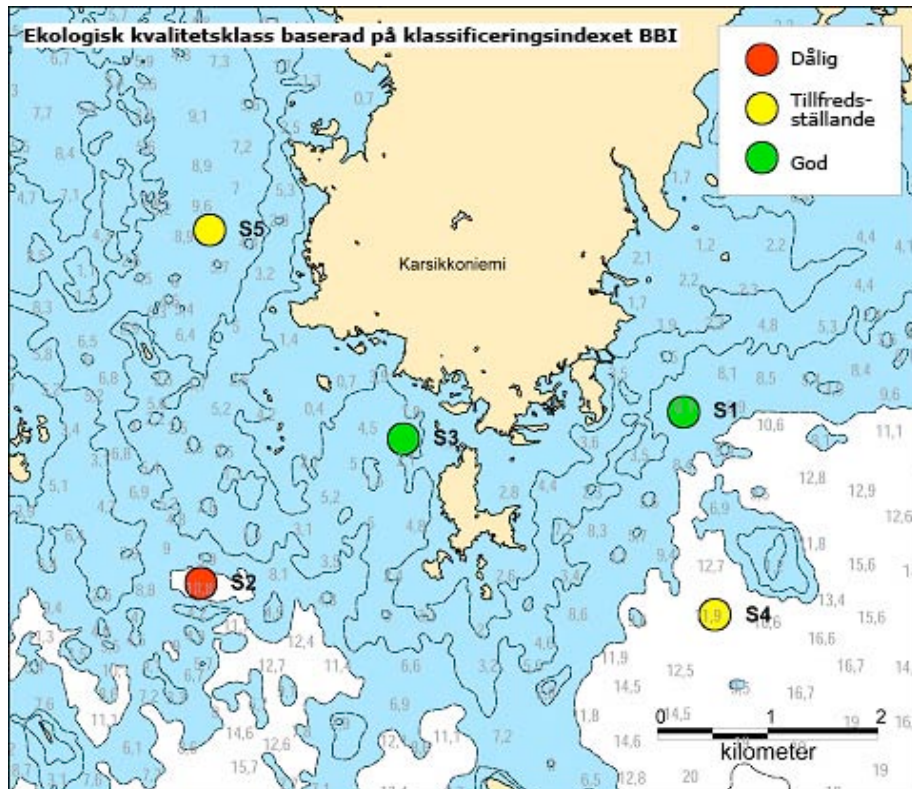


Bild 2-12. Ekologiskt tillstånd i populationerna av botten djur vid provtagningsplatsen för botten djur utanför Simo, baserat på det ekologiska kvalitetsförhållandet enligt klassificeringsindexet BBI.

Halten av torrsubbans i ytsedimentet varierade inom intervallet 44–77 %, medan genomsnittet var 65 %. Andelen organiskt material varierade inom intervallet 0,4–4,1 % per torrsubbans. Fosforhalten varierade inom intervallet 220–890 mg/kg, medan genomsnittet var 514 mg/kg. Kvävehalten låg på alla platser under 0,2 % per torrsubbans. Fosforhalten kan anses vara låg, eftersom exempelvis Leivuori och Niemistö (1993) har rapporterat genomsnittliga fosforhalter på 1 480 mg/kg i Bottenvikens ytsediment. Den genomsnittliga halten av torrsubbans i ytsedimentet var på samma nivå som man redan tidigare har observerat exempelvis utanför Kemi (Pöyry Environment Oy 2007a).

2.3.4. Kartläggningar av undervattensmiljön

Kartläggningarna av undervattensmiljön genomfördes 21–25.7.2009 samt 13.9.2009. Metoderna som användes beskrivs i detalj i kapitlet som behandlar Pyhäjoki (se kapitel 2.1). Utifrån fältn materialet utarbetades en modell över förekomsten av vattenvegetation i de övriga delarna av undersökningsområdet.

30.10.2009

Förekomstkartor utarbetades över arterna genom att jämföra observationerna från dykningen med kartorna över djup och öppenhet i undersökningsområdet. I detta kapitel presenteras som exempel en modellerad karta över förekomsten av getraggsalg. Förekomstkartorna över andra modellerade arter finns i en separat rapport om kartläggningarna av undervattensmiljön (*Alleco Oy 2009*).

Undersökningsområdets areal i Simo är cirka 77 km², områdets genomsnittliga djup är 8 meter och det maximala djupet är 19 meter. Provtagningspunkternas genomsnittliga djup var 3 meter och maximala djup 12 meter. Totalt fanns 85 provtagningspunkter (Bild 2-13).

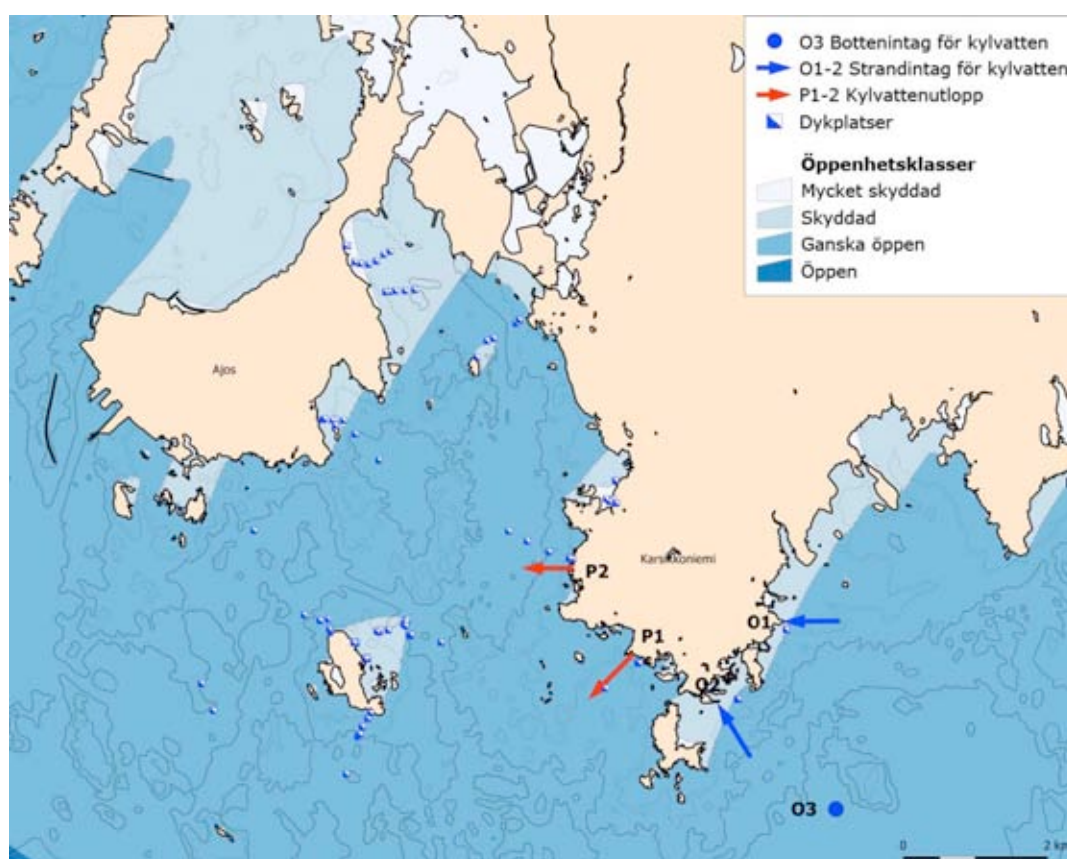


Bild 2-13. Dykplatsernas läge utanför Karsikkoniemi i Simo. På kartan finns också intag och utlopp för kylvatten samt områdets öppenhetsskylar. Den största öppenhetsskylen "öppen" förekommer inte alls i undersökningsområdet. Förutom vid dykplatserna dök man också från kylvattenutloppen utåt från stranden längs en 100 meter lång dyklinje.

Under kartläggningarna av vegetationen observerades totalt 26 makroskopiska växtarter. Till arterna hörde 13 kärlväxtarter, fem kransalger, fem andra algarter samt tre vattenmossor. Dessutom påträffades speciellt på algerna en riklig vegetation bestående av påväxtalger. Av de observerade artgrupperna representerar algerna och mossorna hårdbottenarterna, medan kransalger och kärlväxter växer på mjukbotten. Arterna utgjordes till stor del av sötvatten- och brackvattenarter, med undantag av ullsläke, som ursprungligen är havslevande. De sessila organismerna, dvs. ryggradslösa organismer som fäster i underlaget, representerades vid dyklinjerna av klubbpolypen. Under kartläggningarna observerades tre regionalt hotade arter.

30.10.2009

Följande av Östersjöns naturtyper förekommer i området kring Karsikkoniemi: 1) Populationer av trådalger i hydrolitoralen, 2) Populationer av trådalger i sublitoralen, 3) Populationer av getraggsalger, 4) Kransalgsängar, 5) Bottnar som domineras av undervattensväxter samt 6) Populationer av bottendjur i fytalen och 7) Populationer av bottendjur i profundalen.

Av dessa naturtyper, som presenterats av arbetsgruppen för hotade naturtyper i Finland (*Raunio m.fl. 2008*), har populationer av bottendjur i fytalen (6), populationer av bottendjur i profundalen (7) samt populationer av trådalger i sublitoralen (2) klassificerats som missgynnade (NT) på grund av hot både på riksnivå och regionalt i Bottenviken. Kransalgsängarna (4) har klassificerats som starkt hotade (EN) och bottnar som domineras av undervattensväxter (5) som sårbara (VU) naturtyper på riksnivå. Någon regional klassificering för Bottenviken finns inte för dessa naturtyper på grund av att forskningsdata saknas. Naturtyper enligt denna klassificering är inte skyddade med stöd av lagen.

I området kring Karsikkoniemi kan man närmast ytan urskilja en biotop med trådalger bestående av ettåriga alger som fäster i hårbotten, vilken sträcker sig från vattenlinjen till ett djup på 2 meter. Vid Karsikkoniemi bestod biotopen av grönslick som täcktes av en riklig påväxt av kiselalger. Dessutom påträffades glest växande tarmalger. På grund av istäcket slits biotopen med trådalger i allmänhet bort helt och hållet under vintern. En biotop med getraggsalger, som består av mångåriga getraggsalger, tar vid där ovannämnda biotop slutar och fortsätter vid steniga stränder till alggränsen, som kring Karsikkoniemi ligger på cirka 8 meters djup.

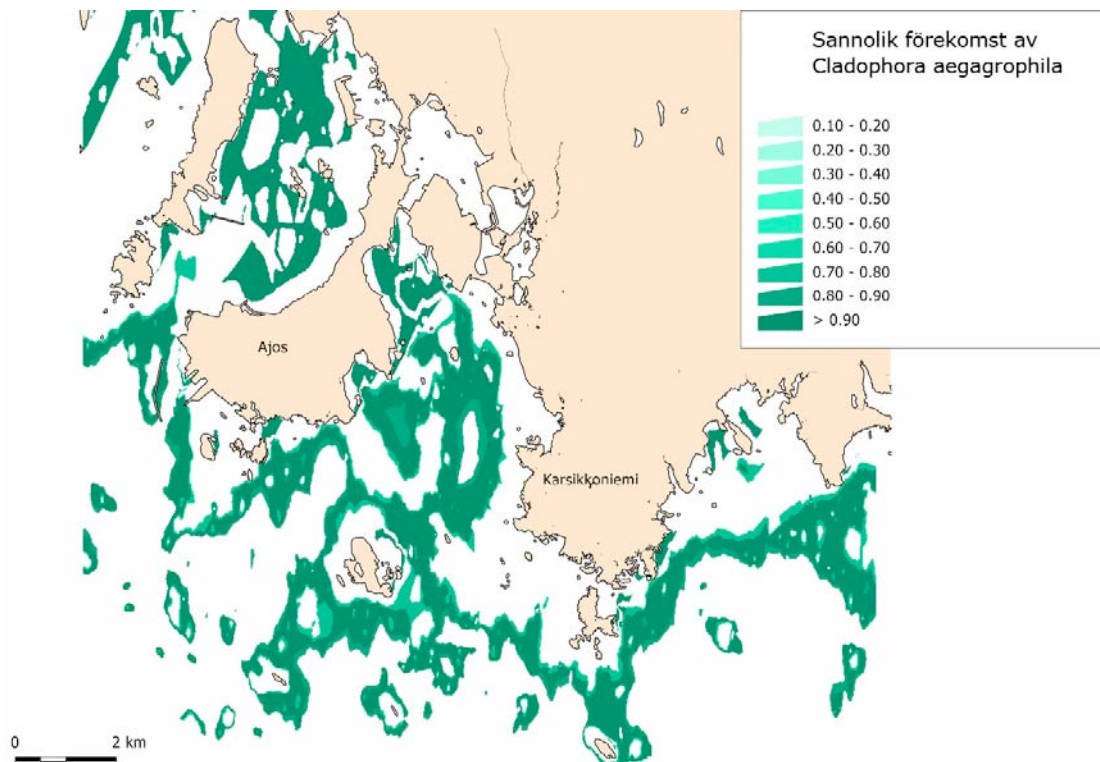


Bild 2-14. Sannolik förekomst av getraggsalg (*Cladophora aegagrophila*) i området kring Karsikkoniemi. Getraggsalgen växer med största sannolikhet på 3–8 meters djup i hela undersökningsområdet.

30.10.2009

Biotopen med polyper sträcker sig i allmänhet djupast av alla biotoper vid Bottenvikens steniga stränder. I området kring Karsikkoniemi fanns biotopen på ungefär samma djup som biotopen med getraggsalger och bestod av klubbpolyper. På grunda mjukbottnar växte kärlväxter och kransalger till cirka två meters djup. De mest skyddade mjukbottnade områdena i kartläggningen låg norr om Ruumiskarinnokka samt väster om Ajos utanför Veitsiluoto. På andra håll i undersökningsområdet fanns spridda blandbottnar bestående av mjuk- och hårbotten, där det växte glest med kärlväxter, men där den dominerande arten var grönslick. Av kransalgerna växte borststräfsse allmänt också på öppna blandbottnar, medan de övriga kransalgernas växtplatser fanns i mer skyddade småvikar. Av kranskärilen förekommer slamkrypa, vekt braxengräs, gräsnate, ålnate, trubbpilblad och sylört allt mer allmänt i Bottenviken då salthalten blir lägre ju längre norrut man kommer (*Risku 1988*). Slamkrypan har observerats lida av övergödningen (*Kurimo 1975*), även om den också har påträffats i frodiga vatten (*Risku 1988*). Ävjebrodd, borstnate och skaftsärv är för sin del vanligare i de södra delarna av Bottenviken (*Risku 1988*). Ävjebrodd och skaftsärv trivs speciellt bra på skyddade ler-, gyttje- och slambottnar (*Risku 1988*), på vilka arterna huvudsakligen påträffades i området kring Karsikkoniemi. Veitsiluotoanläggningarnas eutrofierande påverkan syntes i bottenmaterialet i närområdet, som bestod av sank lera utan vegetation. Vid Ajos nordöstra strand, mitt emot Veitsiluoto, övergick botten i en gyttje- och sandbotten som är gynnsammare för växter och där växte kärlväxter som trivs på sådana bottenar, skaftsärv och ålnate samt kransalger, havsrufse och slinke.

I området kring Karsikkoniemi fanns kransalgsängar bland annat vid det planerade kylvattenutloppet P1 samt dessutom kring Merkkikari, som ligger sydost om Karsikko och öster om Ajos. Bottnar som domineras av undervattensväxter fanns kring Merkkikari samt i viken norr om Ruumiskarinnokka, medan populationer av trådalger i sublitoralen och populationer av getraggsalger fanns på mer eller mindre alla stenbottnar till åtta meters djup. Populationer av vattenmossa fanns likaså på stenbottnar, bland annat i områdena kring de planerade kylvattenutloppen.

Av arterna som observerats vid Karsikkoniemi har vattenfickmossa och bäcknäbbmossa klassificerats som missgynnade (NT, nearly threatened) på riksnivå och regionalt hotade (RT, regionally threatened). I samband med kartläggningen påträffades också en annan regionalt hotad art, hårmöja. Vattenfickmossan är i alla fall uppenbarligen inte så värst sällsynt i Bottenviken, eftersom arten har påträffats allmänt också i Bottenvikens nationalpark, utanför Ijo och i Kalix skärgård i Sverige, där den också ställvis är den dominerande arten.

Vid linjen nära utloppskanal P1 växte utöver bäcknäbbmossa också små mängder arter som är typiska för området, såsom ålnate, stor näckmossa, glansslink, getraggsalg och ullsläke. Nära stranden bestod botten av sten och klippor, men 70 meter från stranden övergick den på 3,5 meters djup till sandbotten utan vegetation.

Vid linjen nära utloppskanal P2 växte utöver bäcknäbbmossa och vattenfickmossa också arter som är typiska för området, såsom stor näckmossa, höstlånke, ålnate, borststräfsse och glansslink. I början av linjen bestod botten av sten och klippor, men 60 meter från stranden övergick den på tre meters djup till gyttje- och lerbotten utan vegetation. Alla hårda ytor och alger täcktes i områdena kring båda utloppsalternativen av en riklig påväxt av kiselalger, bland vilka också förekom alger ur släkten *Batrachospermum*, som hör till rödalger.

30.10.2009

2.3.5. Bedömning av konsekvenser

Vid bedömningen av konsekvenser har beaktats skillnaderna mellan intag och utlopp då detta har varit ändamålsenligt med tanke på typen av konsekvens. I vidstående bild (Bild 2-15) presenteras de alternativa intag och utlopp i Simo som tas upp i MKB-beskrivningen.

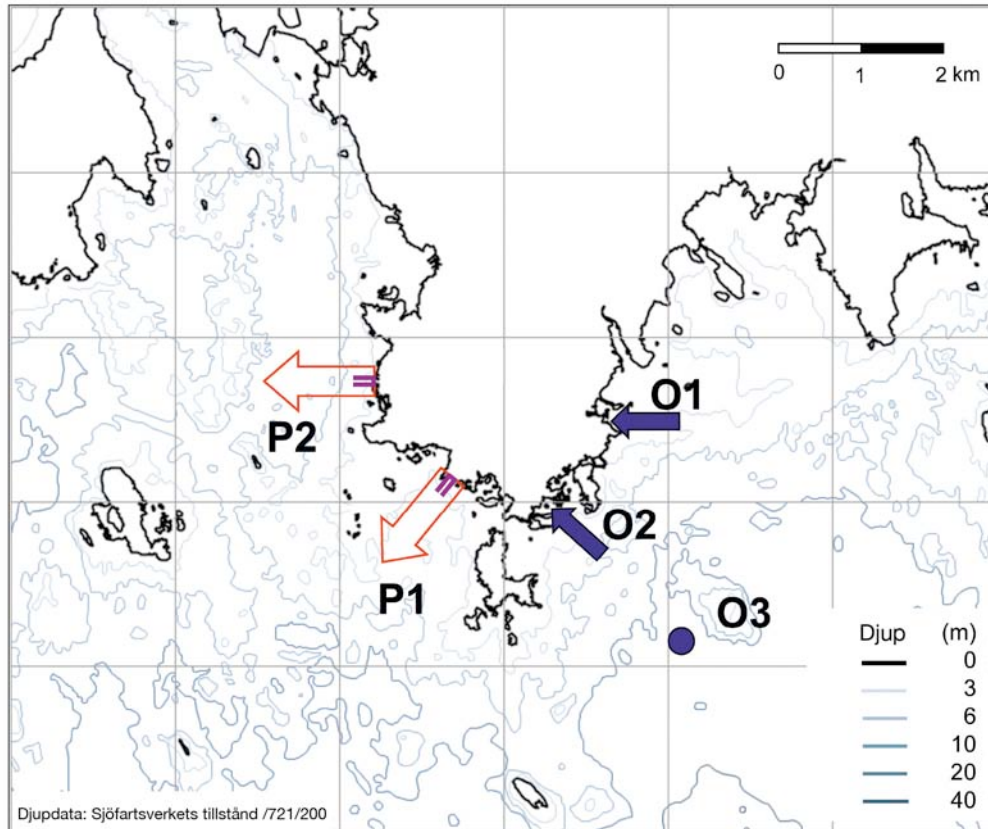


Bild 2-15. Kylvattenintag och -utlopp. De blå pilarna visar strandintagen, den blå cirkeln bottenintaget (tunnel) och de röda pilarna utloppen.

Vattenkvaliteten

Beskrivningen av tillståndet i havsområdet kring Karsikkoniemi i MKB-beskrivningen baserar sig på ett omfattande befintligt material som samlats in vid obligatoriska kontroller. I utredningarna från sommaren 2009 kompletterades detta material med provtagning i närområdet kring Karsikkoniemi och i området väster om udden, för vilket det fanns en mindre mängd tidigare observationer. Resultaten gällande vattenkvaliteten i utredningarna från sommaren 2009 var i linje med observationerna i slutet av den långsiktiga kontrollperioden, dvs. 2000-talet, då vattenkvaliteten tack vare den minskade avloppsvattenbelastningen har varit bättre än under 1990-talet.

Resultaten bekräftar för sin del uppfattningen om områdets nuvarande goda syresituation. Av observationerna framgår älvvattnets inverkan på området, vattenområdets karga eller lätt frodiga beskaffenhet samt fosforbegränsningen i basproduktionen, dvs. faktorer som karakteriserar vattenområdet, vilka också ingår i MKB-beskrivningen.

Med undantag av temperaturhöjningen ändras inte kylvattnets kvalitet då det strömmar genom kraftverket. Det kan i alla fall förekomma skillnader i vattenkvaliteten mellan intagen och utloppen, så konsekvenserna vid utloppet

30.10.2009

beror på vattenkvaliteten vid intaget. De alternativa kylvattenintagen ligger båda två på uddens västra sida. Det ena utloppet ligger på uddens östra sida vid Veitsiluotoviken och det andra vid uddens sydspets. Även om man i vattenkvalitetsutredningarna inte observerat några större skillnader mellan östra och västra sidan av Karsikkoniemi, vet man att Veitsiluotoviken är mer näringsrik än det omgivande havsområdet. Genom att leda vatten från Karsikkoniemis östsida till Veitsiluotoviken kan man alltså förbättra vattenkvaliteten i området en aning, men effekten bedöms vara liten. Skillnaderna mellan vattenkvaliteten vid intaget och utloppet är små också i fråga om bottenintagsalternativet. Strandintagen ligger så nära varandra att det inte heller mellan dem finns några skillnader i vattenkvaliteten.

Det varma kylvattnet kan under vissa förhållanden förstärka den naturliga temperaturskiktningen på sommaren, så att känsligheten för syrebrist nära botten ökar. Inte ens under skiktningssperioderna har man observerat någon försämring av syresituationen i hypolimnion i Veitsiluotoviken eller någon annanstans i närheten av utloppet. I området finns inte heller några fördjupningar som är känsliga för syrebrist och havsområdet är relativt öppet. Projektet bedöms alltså inte inverka på syresituationen i området. Resultaten av utredningarna från sommaren 2009 stöder också denna uppfattning om syresituationen i området, som presenteras i MKB-beskrivningen.

I MKB-beskrivningen har man bedömt att avledningen av kylvattnet inte har någon nämnvärd inverkan på vattenkvaliteten vid utloppet. Utredningarna från sommaren 2009 ger ingen anledning till att ändra sig i fråga om denna slutsats.

Växtplankton

Växtplanktonobservationerna som gjordes inom ramen för utredningarna från sommaren 2009 beskriver växtplanktonarterna i området. Växtplanktonbiomassan avspeglade vattenområdets karga beskaffenhet med undantag av observationsplatsen längst in i Veitsiluotoviken, som med tanke på växtplankton-biomassan var lätt frodig.

I Bottenviken begränsas växtplanktonproduktionen framför allt av den korta isfria perioden. Det varma kylvattnet förlänger den isfria perioden och därmed även vegetationsperioden, varför den årliga växtplanktonproduktionen i utloppsområdet ökar. Det varma vattnet ökar sönderfallet, vilket kan accelerera näringsämnenas cirkulation mellan de producerande och de nedbrytande organismerna och bidra till att öka växtplanktonproduktionen vid utloppet. Produktionsökningen har i alla fall vid de undersökta utloppen för varmt vatten konstaterats begränsa sig enbart till det uppvärmda vattenområdet. Växtplanktonutredningarna från sommaren 2009 stöder konsekvensbedömningarna som presenteras i MKB-beskrivningen, enligt vilka årsproduktionen av växtplankton ökar i det uppvärmda området och denna effekt är sannolikt större för utloppsalternativ P2, som är riktat mot den frodigare Veitsiluotoviken.

Massblomning av blågröna alger är allra vanligast i övergödda havsområden, framför allt mot slutet av sommaren, då kväve är det näringsämne som hämmar växten. I Bottenviken förekommer endast lite massblomning av blågröna alger, bland annat på grund av områdets näringsfattigdom och fosforbegränsning. Blågröna alger observerades enbart i liten mängd i utredningarna under sommaren 2009. Kylvattnet kan på grund av näringsförhållandena i området inte bedömas öka massblomningen av blågröna alger, med undantag av längst inne i Veitsiluotoviken, där vattnets kvalitet enligt tidigare observationer är sämre än i området i övrigt och basproduktionen tidvis kan vara kvävebegränsad.

30.10.2009

Bottenorganismer

I MKB-beskrivningen redogörs för bottenorganismer i området på basis av bl.a. ett omfattande observationsmaterial som samlats in vid samkontroll. Artsammansättningen som observerats i utredningarna från sommaren 2009 motsvarade i stora drag resultaten från de obligatoriska kontrollerna. Enligt observationerna hörde de två observationsplatserna närmast Karsikkoniemi på basis av bottenorganismer till klassen god. Av de tre övriga djupare liggande observationsplatserna hörde två till klassen tillfredsställande och en till klassen dålig. Vitmärla, som är kräsen i fråga om vattenkvaliteten, påträffades endast vid provtagningsplatserna sydost om Karsikkoniemi (S1 och S4), vilket för sin del bekräftar bedömningen av frodigheten i Veitsiluotoviken, som presenterades i föregående kapitel.

I MKB-beskrivningen konstaterades att erosionen som orsakas av kylvattenströmmen utanför utloppet gör botten hård och påverkar på så sätt botten djurens artsammansättning. Denna konsekvens begränsas i alla fall till en sträcka på några hundra meter. Effekten är knappt märkbar längre vid observationsplats S5, som ligger relativt djup på cirka en kilometers avstånd.

Kylvattnets eventuella konsekvenser för bottenorganismer är närmast indirekta och orsakas till största delen av förändringar i basproduktionen. I MKB-beskrivningen har konstaterats att också produktionsökningen som orsakas av värmebelastning förändrar förhållandena på mjukbotten till att gynna arter som drar nytta av övergödningen. De indirekta konsekvenserna för bottenorganismer är sannolikt också i detta fall tydligare vid utloppet (P2) som är riktat mot Veitsiluotoviken. I sin helhet bedöms konsekvenserna ändå förbli obetydliga och lokala, och de anses inte ha någon multiplikatoreffekt på exempelvis fiskbeståndet.

Undervattensmiljön

I MKB-beskrivningen redogörs för arterna i havsområdet utanför Karsikkoniemi utifrån allmänna data om Bottenviken. På basis av kartläggningarna av undervattensmiljön som gjordes sommaren 2009 motsvarar områdets flora mycket väl de data som presenterades i MKB-beskrivningen, allmänna data om Bottenviken och beskrivningen som baserar sig på miljöförhållandena. Utifrån utredningarna från sommaren preciserades ändå områdets flora samt de mångsidigaste områdenas läge.

Enligt konsekvensbedömningen i MKB-beskrivningen är den viktigaste konsekvensen som medför förändringar i vegetationen att tillväxten blir snabbare i det uppvärmda vattenområdet. Basproduktionen har observerats öka i och med den högre temperaturen, och artsammansättningen bli ensidigare. Dessa konsekvenser påminner om övergödning.

I Veitsiluotoviken finns grunda och skyddade stränder som till sin artsammansättning är mångsidiga. Kylvattnets värmebelastning kan påverka dessa områdens arter genom att övergöda områdena och ändra artsammansättningen. Av de påträffade arterna kan exempelvis grönslicken bli allt allmänare, medan småsärven och kransalgerna minskar. I området från ängarna som domineras av undervattensväxter till viken norr om Ruumiskarinnokka kan utlopp P2 ha flera konsekvenser än utlopp P1.

Artsammansättningen vid de tilltänkta utloppen var typisk för strandzonen i Bottenviken. Utloppsplatserna skiljde sig inte väsentligt från varandra i fråga om arterna, och inte heller från andra rätt öppna stenstränder i området. I utredningen observerades i närområdet vid utlopp P2 förekomster av

30.10.2009

bäcknäbbmossa och vattenfickmossa, vilka har klassificerats som hotade. Vid utlopp P1 observerades en liten mängd bäcknäbbmossa. Kransalger observerades också vid det tilltänkta kylvattenutloppet P1. Förekomsten av mossor på klippstränder är karakteristisk för Bottenviken och arterna har anpassat sig till det kalla vattnet och den korta vegetationsperioden.

Av de naturtyper som är hotade i enlighet med hotklassificeringen bedöms projektet medföra konsekvenser för kransalgsängarna och bottnarna som domineras av undervattensväxter vid utloppet och i det uppvärmda området. Vid utloppet är konsekvenserna för växterna mekaniska (byggande, erosion som orsakas av kylvattenströmmen) och i det uppvärmda området består de av kvalitativa förändringar i artsammansättningen och populationernas livskraft, vilka orsakas av förändringen i levnadsförhållandena.

30.10.2009

3. INVERKAN PÅ SLUTSATSERNA AV INFORMATIONEN OM VATTENMILJÖNS NUVARANDE TILLSTÅND

I kravet på tilläggsutredning nr: 3 i avsnitt 4.13.1 i arbets- och näringsministeriets utlåtande kräver man en utvärdering av huruvida de utredningar av vattenmiljöns nuvarande tillstånd som presenteras under första punkten i utlåtandet påverkar slutresultaten från vattenmodelleringen eller miljökonsekvensbedömningarna.

"En redogörelse för huruvida och på vilket sätt de ändringar i utgångsuppgifterna som kommit fram i samband med den preciserande utredningen av det aktuella tillståndet hos vattennaturen enligt punkt 1 kommer att inverka på vattenmodelleringen och/eller vilka ändringar de preciserade uppgifterna enligt punkt 1 medför för andra miljökonsekvensbedömningar."

Konsekvenserna av de preciserande utredningarna av vattenmiljöns nuvarande tillstånd för miljökonsekvensbedömningarna behandlas i kapitlet ovan (kapitel 2), separat för varje ort under rubriken Utvärdering av konsekvenserna. Resultaten av utredningarna stärkte slutsatserna om projektets konsekvenser, som presenterats i MKB-beskrivningen. Utifrån den mer detaljerade information som utredningarna gav kunde man precisera tidigare konsekvensbedömningar exempelvis i fråga om vattenväxtfloran.

Utredningarna inverkar inte på slutresultaten av kylvattenmodelleringarna, eftersom de miljödata som producerats i utredningarna inte utgör en del av utgångsmaterialet för strömningsmodelleringen.

I teorin kan man genom att utarbeta en modell bedöma inte bara kylvattnets spridning utan också den påskyndade tillväxten av alger som orsakas av värmebelastningen. Ingen separat modell har utarbetats för algernas tillväxt inom ramen för detta projekt, eftersom någon algmodellapplikation som räknar med värmeeffekten med tillräcklig horisontell precision inte var tillgänglig. Användningen av den algmodell som tillämpas i Bottenviken (Bottenviksmodellen) ansågs inte i detta fall motiverad, eftersom modellen i fråga är avsedd för beräkning av konsekvenserna av näringsbelastningar i hela området längst inne i Bottenviken, och modellen därför har en rätt stort rutnät. Modellen kan inte användas för att beräkna värmeeffekten från en eventuell kärnkraftverksenhet med tillräcklig noggrannhet, dvs. modellapplikationen är inte speciellt känslig för förändringar i algernas tillväxt som orsakas av temperaturen. På grund av detta kan man inte heller på ett tillförlitligt sätt bedöma värmeutsläppets konsekvenser för algvegetationen.

4. KOMPLETTERANDE BESKRIVNING AV KYLVATTENMODELLERING EN OCH PRECISERANDE MÄTNINGAR I STRÖMFORS

I kravet på tilläggsutredning nummer 2 i avsnitt 4.13.1 i arbets- och näringsministeriets utlåtande 20.2.2009 om MKB-beskrivningen bad ministeriet av sökanden om en utredning av kylvattenmodellens tillämpning på lokala förhållanden samt om en beskrivning av hänsynen till strömmar i lokala förhållanden.

"En redogörelse för hur och med vilken noggrannhet den använda kylvattenmodellen har anpassats till lokala förhållanden på var och en av de alternativa

30.10.2009

förläggningsplatserna och på vilket sätt havsströmmarna och återflödet har beaktats i modellerna eller på vilka grunder de inte har beaktats.”

Fennovoima svarade på denna begäran i kapitel 2 ”Hänsyn till lokala förhållanden och vattenströmmar i kylvattenmodelleringen” i rapporten över tilläggsutredningen, som lämnades in 9.4.2009”.

Efter att ha lämnat in rapporten över tilläggsutredningen diskuterade Fennovoima dessutom frågor i anslutning till kylvattenmodelleringen med Nylands miljöcentral vid ett möte 15.6.2009. Som en följd av mötet har den projektansvarige låtit utarbeta en omfattande rapport som beskriver kylvattenmodellen. Rapporten presenterar den strömningsmodell som använts i beräkningarna, med början från modellkalkyler, beräkningsmetoder, randvillkor och använda parameterinställningar. Rapporten innehåller en beskrivning av utarbetade modelltillämpningar och en noggrannare beskrivning av randvillkoren för de utformade modelleringarna. I rapporten har man dessutom försökt uppskatta felkällor i beräkningsmetoderna och randvillkoren samt resultatets noggrannhet. Rapporten över modellbeskrivningen finns i sin helhet på Fennovoimas webbplats (www.fennovoima.fi). I denna utredning (kapitel 4.1) presenteras en kort beskrivning av den använda kylvattenmodellen.

Vid mötet 15.6.2009 framförde Nylands miljöcentral önskemålet att preciserande mätdata för havsområdet utanför Strömfors skulle skaffas. Sommaren 2009 inledde Fennovoima därför mätningar i Strömfors för att precisera befintliga uppgifter om vattnets temperatur, salthalt och grumlighet. Fennovoima planerar att fortsätta samla in preciserande mätuppgifter sommaren 2010. De erhållna resultaten kan bland annat användas för att vidareutveckla noggrannheten hos resultaten i vattendragsmodellen. I denna utredning (kapitel 4.2) presenteras ett sammandrag av mätningarna sommaren 2009.

4.1. Kylvattenmodellering

Vattendragsmodellen (eller beräkningsmodellen) är en matematisk beskrivning av hur vattenströmmarna beter sig i naturen. Modellen har skrivits i en form som kan lösas med hjälp av en dator, så att man med modellen kan bedöma vattnets rörelser i existerande vattendrag i verkliga eller hypotetiska förhållanden.

Modelltillämpningen är i sin tur en vattendragsmodell som har anpassats för ett visst ändamål för det aktuella området. Den består av beräkningsmodellen, en beskrivning av det modellerade området i en form som lämpar sig för beräkningsmodellen samt av randvillkor som används i modellens tillämpningsområde.

Den vattendragsmodell från YVA Oy, som använts i kylvattenmodelleringarna för MKB-beskrivningen för Fennovoimas kärnkraftverk är en tredimensionell (3D) hydrodynamisk beräkningsmodell som grundar sig på ett fyrkantigt modellgitter. Modellen har från första början utarbetats så att den särskilt lämpar sig för vattendragsinventering. Utvecklingen av beräkningsmodellen inleddes vid Statens forskningscentral VTT på 1980-talet. Från och med 1990 har användning och utveckling av modellen skett i YVA Oy. Modellen underhålls och utvecklas ständigt, så den motsvarar väl dagens krav på noggrannhet för modellering. Modellen har beskrivits i MKB-beskrivningen samt i en separat rapport som skrivits för denna tilläggsutredning.

YVA Oy:s hydrodynamiska modell har tillämpats på över 200 objekt på olika håll i världen. Typiska tillämpningsformer har varit bland annat evaluering av vilka effekter byggandet av hamnar, broar och vägar har på vattendrag, evaluering av

30.10.2009

dammars miljöeffekter, spridningsmodellering för avloppsvatten, evaluering av kylvatteneffekter på vattendrag, inventering av sjöolyckor, inventering av algväxt samt inventering av erosions- och översvåmningsområden. Tillämpningsområden har varit sjöar och kustvatten i Finland och utomlands samt särskilt Östersjöns kustområden och Östersjön.

4.2. Preciserande mätningar i Strömfors

Sommaren och hösten 2009 utfördes mätningar i havsområdet utanför Strömfors, vilka kompletterar befintliga uppgifter om bland annat vattentemperaturer, salthalt och grumlighet. Mätningarna utfördes genom lodning med båt samt med kontinuerligt fungerande mätutrustning. Ytvattnets temperatur-, salthalts- och grumlighetsförhållanden kartlades genom lodning.

Ytmätningarna genomfördes så att man under en dag körde en viss rutt med båt och samtidigt uppmätte temperatur, salthalt och grumlighet. Utifrån mätresultaten gjorde man upp kartor över områdets yttemperatur och salthalt. Utöver ytkartläggningen mätte man under samma dag djupprofiler för temperatur och salthalt på lodlinjen från Kampuslandet ut mot öppna havet. Temperaturprofil- och 2d-yttemperaturmätningarna utfördes 28.7.2009 och 28.8.2009. Dessutom mättes en temperaturtidsserie på 12 meters djup utanför Kampuslandet för perioden mellan de ovan nämnda mätningarna. En bild av lodningsområdet presenteras nedan (Bild 4-1).

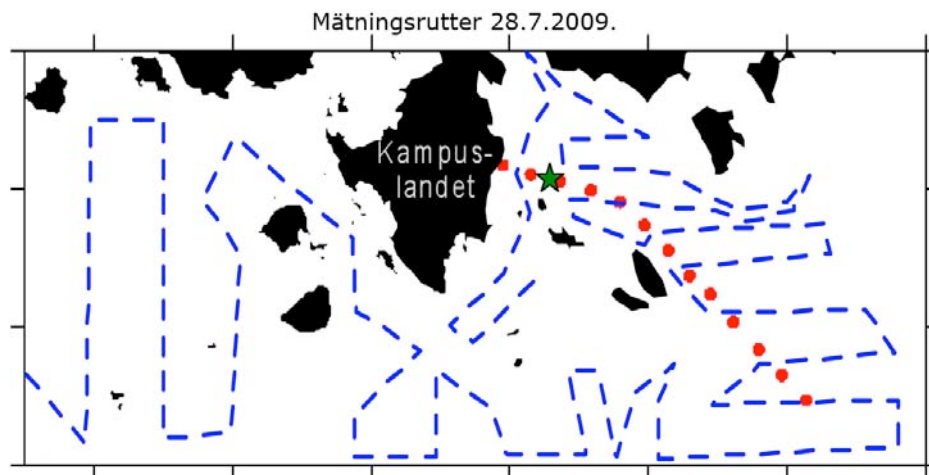


Bild 4-1. Havsområde som har kartlagts genom lodning (blå streckad linje), djupprofil (röda punkter) och mätpunkt för tidsserien (grön stjärna).

Resultaten av sommarens lodningar uppvisar en klar skiktning i både temperatur och salthalt. Vid höstens lodningar lyckades man kartlägga situationen under cirkulationsperioden, då hela vattenpelaren är förhållandevis jämnvarm. På salthaltskartorna syns sötvattnet från Kymmene älv i områdets östra del. Dessutom kan man i ytkartorna över temperatur tydligt urskilja värmebelastningen från kraftverksenheter i Lovisa. Den kontinuerligt fungerande vattenkvalitetsgivarens tidsserie av mätningar gav bland annat information om uppvallningen som sker i området på sommaren.

De utförda mätningarna planerades i samarbete med dem som ansvarade för kylvattenmodelleringen, så att mätresultaten vid behov också kan användas för att verifiera resultaten av kylvattenmodelleringen. På grund av det utgångsmaterial som behövs för kylvattenmodelleringen (bland annat vattennivån som skall ställas vid kanten av modellen) kan detta tidigast utföras våren 2010.

30.10.2009

Här presenteras dock en jämförelse av mätresultaten och modelleringsresultaten på en allmän nivå.

Vid profilmätningar 28.7.2009 var vattnets temperatur vid ytan cirka 17–19 grader, och vattnet var varmt ända ner till några meters djup. Efter detta sjönk temperaturen i rätt jämn takt till cirka 11 grader vid 10 meters djup och på botten (20 meter) var det ytterligare några grader kallare. I modelleringen var temperaturen vid ytan utanför Kampuslandet typiskt cirka 20 grader och på 10 meters djup cirka 10 grader. Denna temperaturskillnad motsvarade med andra ord skillnaden vid mätningarna.

Vid mätningen mot slutet av sommaren var vattentemperaturen vid ytan cirka 17 grader och på 10 meters djup cirka 16 grader. På 20 meters djup observerades ännu en liten mängd cirka 11-gradigt vatten. I modelleringen var temperaturskillnaden mellan ytan och 10 meters djup mot slutet av sommaren 0–2 grader. På motsvarande sätt som i mätningarna var bottenvattnets temperatur cirka 10 grader på 20 meters djup. Även i detta fall stämde temperaturskillnaderna och bottenvattnets temperaturer i modelleringen väl överens med mätdata.

I den på 12 meters djup utanför Kampuslandet uppmätta temperaturtidsserien syns en temperaturstegring – efter en uppvällningsperiod eller en kallare period – från 10 grader till cirka 17 grader, varefter mätningarna visar snabba temperaturförändringar, vilka sannolikt beror på uppvällningen. Vid mätningarna orsakar uppvällningen en temperatursänkning på 5–10 grader, och samtidigt ökar salthalten med cirka 0,2–0,5 PSU. Vid 2003 års modellering kan man se motsvarande uppvällningar där temperaturen sjunker med cirka 10 grader. Också den av uppvällningen orsakade ändringen i salthalt kan observeras i modellen, och är av samma storleksordning som vid mätningarna – salthaltens nivå är visserligen cirka 0,5–1,0 enheter högre i modellen. I modelleringen är uppvällningarna inte lika snabba som vid mätningarna.

På ett allmänt plan kan man konstatera att resultaten i modelleringen och mätningarna väl ligger i linje med varandra.

5. PRECISERANDE BEDÖMNING AV FÅGELBESTÅNDET

Detta kapitel presenterar resultaten av de preciserande fågelinventeringarna i Pyhäjoki och Simo sommaren och hösten 2009. Utredningarna har sammanställts för att svara mot kravet på tilläggsutredning nummer 6 i avsnitt 4.13.1 i arbets- och näringsministeriets utlåtande om MKB-beskrivningen. Utredningarna har sammanställts enligt den plan som presenterades i dokumentet som skickades till ministeriet 9.4.2009. En redogörelse över de i MKB-beskrivningen tillämpade metoderna för fågelinventering gavs i rapporten över tilläggsutredningen, som lämnades in 9.4.2009.

”En redogörelse för de metoder som använts vid kartläggningen av fågelbeståndet i alternativen Hanhikivi och Karsikkoniemi och grunderna för den linjeräkningsmetod som nu använts lokalt vid kusten och som i allmänhet tillämpas endast för att ge en generell bild av landfågelbeståndet inom ett vitt område. Dessutom bör en noggrannare uppskattning av fågelbeståndet på förläggingsplatserna och i deras omgivning göras med hänsyn till kraftledningarnas inverkningsområden på fåglarnas flytt samt färskare uppgifter lämnas om våtmarksfåglarna. Den mer exakta inventeringen av fågelbeståndet ska, liksom också utredningen av vattennaturen enligt punkt 1, tillställas ministeriet före den 31 augusti 2009 och vid behov ska en mer långsiktig plan för fortsatt kartläggning presenteras. Också möjliga preciseringar eller ändringar av MKB-beskrivningens uppskattningar som följer av

30.10.2009

de preciserade bedömningarna om konsekvenserna för fågelbeståndet ska rapporteras."

5.1. Pyhäjoki

Överblicken över fågelbeståndet vid Hanhikivi grundar sig på uppgifter som presenterats i MKB-beskrivningen jämte särskilda utredningar.

Hanhikivi och särskilt Parhalahti söder om Hanhikivi hör till de viktigaste platserna för observation av fågelflyttning i Brahestadstrakten, i synnerhet på våren (Hauru et al. 1996). Rikliga mängder av i synnerhet storväxta arter utnyttjar området vid den årliga flyttningen. Också bland annat sparvfåglar och små vadare flyttar i stora mängder förbi Hanhikivi. I maj då de arktiska sjöfåglarna flyttar norrut passerar Hanhikivi udde under de livligaste flyttdagarna av hundratals lomfåglar och till och med tusentals andra sjöfåglar per dygn.

De små vikarna vid Hanhikivi samt vikarna Hietalahti och Heinikarinlahti är centrala rast- och matplatser för flyttfåglar (Hauru et al. 1996). I Takaranta nordost om Hanhikivi – ett nationellt betydelsefullt rastområde för flyttfåglar (Surnia rf 2008) – samlas särskilt stora mängder fåglar för att vila och äta. När svanarna flyttar söderut i oktober är Takaranta en central samlingsplats för dem.

Stränderna vid Hanhikivi lockar under flyttiderna rikligt med matsökande större strandpipare, ljungpipare, myr-, kärr- och mosnäppor samt ibland en del myrspovar och kustpipare. Vid Hanhikivi udde finns ofta isfria områden på vintern, och där kan man till och med i vintern se sjöfåglar. Hanhikivi har ett mångsidigt häckningsbestånd (Surnia rf 2008, Hauru et al. 1996). Med undantag för snatterand häckar alla Finlands simandsarter här eller i den närmaste omgivningen. Till de rikligast förekommande häckande arterna vid Hanhikivi hör skrattmå, knipa, kricka, bläsand, gräsand, grågås, sothöna och svarthakedopping. Mer fåtaliga men regelbundet häckande arter är årtä, dvärgmå, småfläckig sumphöna, lärkfalk, brun och blå kärrhö, simsnäppa, mosnäppa och mindre hackspett. Även stjärtmes förekommer vid Hanhikivi. Av vadarna är storspov och rödbena de vanligaste. Av måsfåglarna är skrattmå och fisktärna de rikligast förekommande.

Vid Hietakarinlampi häckar rikligt med sjöfåglar och måsar. Här häckar bland annat ett skrattmåssamhälle med 20–30 par, och i anslutning till detta även några dvärgmåsar. Samhället har reducerats avsevärt under de två senaste decennierna.

Hietakarinlahti och det vidsträckta strandängsområdet norr om den bildar en egen livsmiljö som är betydelsefull med tanke på fågelbeståndet. Här påträffas bl.a. gott om sjö- och strandfåglar, t.ex. kricka, gräsand, storspov, rödbena och gluttsnäppa. I det östra hörnet av Hietakarinlahti häckar svan. Stränderna vid Hietakarinlahti omges ställvis av en tät vasszon, där bland annat sävsångare och brun kärrhö häckar. Sjöfåglar och vadare förekommer också väster om Hanhikivi udde, vid de små frodiga gölarna i Hietakari och Siikalahti, där bland annat storspov, gluttsnäppa, bläsand och knipa häckar.

Strandområdena vid Hanhikivi bildar en egen helhet när det gäller fågelbeståndet. Till de vanliga häckningsarterna på strandområdena hör bland annat vigg, grågås, storspov, rödbena, strandskata, fisktärna och skrattmå. I de inre delarna av Hanhikivi udde består fågelbeståndet huvudsakligen av skogsarter. Till de vanligaste arterna hör lövsångare och bofink, skogarnas s.k. generalistarter, men det förekommer också gott om rödhake och grönsiska, som kan räknas till typiska tallskogsarter.

30.10.2009

Bland arterna i de inre lövträdsdominerade områdena finns flera som är typiska för lövskogar, t.ex. trädgårdssångare, grönsångare och koltrast. Artbeståndet vid Liisanlampi, som ligger i området för den planerade kraftledningen, innefattar bland annat trana, gluttsnäppa, bläsand, kricka och sävsångare. I övrigt är fågelbeståndet vid den planerade kraftledningen och det planerade vägområdet typiskt för främst barrträdsdominerade blandskogar och består av t.ex. bofink, lövsångare, grönsiska, taltrast och trädpiplärka. Ställvis förekommer också typiska kärrarter, t.ex. grönbena, ängsplärka och gulärta.

Projektområdet ligger delvis inom fågelområdet Hietakarinlahti-Takaranta, som klassificerats som nationellt värdefullt (FINIBA-område nr 810235). FINIBA-områdets areal är totalt 171 ha. En så kallad kriterieart för området är svanen, som förekommer särskilt rikligt på området under flyttningstiderna. Under flyttningen är Takaranta ett på landskapsnivå betydande samlingsområde.

De med tanke på fågelbeståndet mest betydande objekten i projektområdet är Hietakarinlahti och de omgivande vassruggarna, strandängen norr om Hietakarinlahti samt Takaranta. Utredningsområdet vid Hanhikivi är i sin helhet representativt med tanke på fågelbeståndet. Till följd av den mångsidiga biotopstrukturen förekommer det t.ex. i en regional jämförelse fler häckande fågelarter och par än normalt. Det flyttfågelbestånd som flyttar via Hanhikivi samt rastar och äter här är anmärkningsvärt mångsidigt – även med nationella mått.

5.1.1. Kompletteringar 2009 av fågelbeståndsmaterialet

5.1.1.1. Fältinventeringar 2009

År 2009 gjordes en preciserande fågelinventering vid Hanhikivi med syfte att för en preciserande konsekvensbedömning ge närmare information om de fågelarter som flyttar eller häckar i området. Man fäste särskild vikt vid områdets våtmarksfågelarter när inventeringarna utfördes.

Observation av fågelflyttning

Vårflyttningen vid Hanhikivi observerades av Luomas (2009) arbetsgrupp under perioden 7.4–21.5.2009. Tuohimaas (2009) utredning omfattade dessutom över 40 observationsdagar, inklusive amatörmaterial från våren 2009 samt Tuohimaas egna observationsdagar. I observationen av flyttfågelarterna fäste man särskild uppmärksamhet vid arterna, antalet fåglar samt flyghöjder. Huvudobjekt var stora fågelarter (svanar, trana, skarv, gäss) och rovfåglar. Vid observationen utnyttjades punkttaxering enligt gällande nationella anvisningar för fågelinventering (*Koskimies & Väisänen 1988*).

Syftet med inventeringarna var att ta reda på antalet fågelarter som rastar på och kring Hanhikivi samt deras rastplatser. Inventeringarna utfördes i anslutning till observationen av flyttningen.

Man fick också tillgång till traditionellt amatörmaterial från våren 2009.

Höstflyttningen observerades dessutom under 20 dagar i september-oktober 2009.

30.10.2009

Inventering av häckningsbeståndet

Inventeringen av häckningsbeståndet, som kompletterar 2008 års fågelinventering, koncentrerades till strandområdena vid Hanhikivi. Inventeringen genomfördes under två separata fältinventeringar och innefattade alla strandområden på Hanhikivi udde. Sammantaget observerades häckningsbeståndet i elva dagar under perioden 6.5–23.6.2009, medan kullarna räknades under perioden 27–29.7.2009. I anslutning till inventeringen av antalet häckande fåglar utredde man under en separat observation 27–29.7 hur fåglarna vid Hanhikivi flög efter föda. För detta utnyttjade man tre observationsplatser (Tankokari, Hietakarinniemi, Takaranta) och studerade samtidigt hur fåglarna rörde sig under häckningstiden samt deras flyghöjder. Observationerna utfördes främst mellan Natura 2000-området Parhalahti-Syölätinniemi-Heinikarinniemi och den planerade kraftledningen.

5.1.1.2. Befintligt observationsmaterial från 1996–2009

Som bakgrundsmaterial för den preciserande konsekvensbedömningen samlade man in befintligt observationsmaterial om fågelbeståndet vid Hanhikivi från 1996–2009 (*Tuohimaa 2009*). Det befintliga materialet består i huvudsak av amatörfågelskådarens observationer, som innefattar cirka 80 % av fågelskådarföreningen Pohjois-Pohjanmaan lintutieteellinen yhdistys (PPLY ry) tillgängliga observationsrader. Det nu insamlade materialet omfattar totalt nästan 30 000 observationsrader. En enskild observationsrad innehåller alltid minst följande uppgifter: art, datum, plats, antal individer och beteende. Materialet innefattar cirka 4 700 observationstimmar.

Observationsuppgifter för flyttperioderna

Vid Tankokari intill Parhalahti fiskehamn har man mycket aktivt observerat vårflyttningen 1996–2009, särskilt under april då de stora fåglarna flyttar. Mest observationer genomfördes våren 1996 (222 timmar), 1997 (300 timmar), 2006 (171 timmar), 2007 (191 timmar) och 2009 (171 timmar). Vårflyttningen har också observerats rätt mycket från Hanhikivi udde. På hösten har flyttningen mest observerats från viken Kultalanlahti norr om Hanhikivi udde samt i någon mån från Takaranta på norra sidan av Hanhikivi udde och från Tankokari. Vid Hanhikivi udde har observationen av flyttningen varit rätt knapp på hösten. De mest omfattande höstobservationerna är från 1997 (151 timmar) och 1998 (141 timmar). Observationerna om fåglar som flyttar över Hanhikivi udde har mest gjorts vid Tankokari, Takaranta och Kultalanlahti, medan observationerna som gjorts på Hanhikivi udde mest har gällt individer som passerat över havet väster om udden (Bild 5-1).

30.10.2009

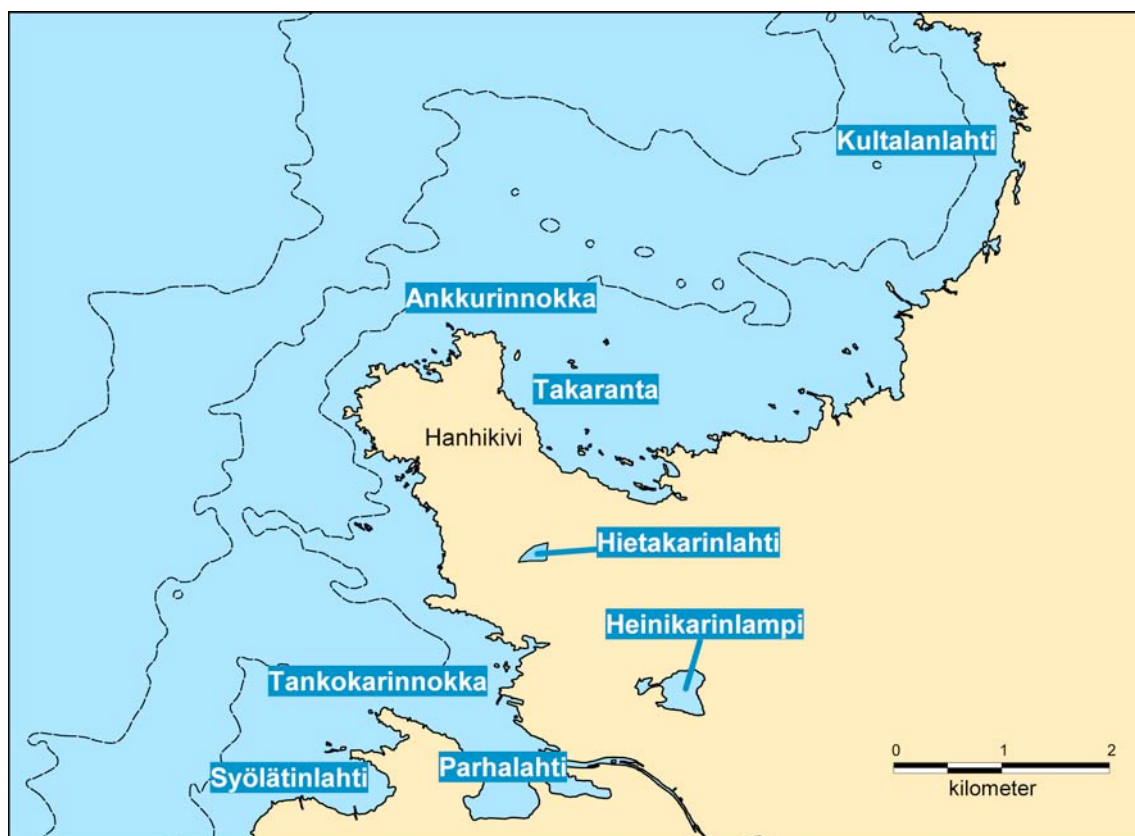


Bild 5-1. Överblick över observationsplatsernas läge i omgivningen kring Hanhikivi udde.

De observationsuppgifter som antecknats under flyttperioden innehåller åtminstone antalet flyttande individer samt observationstidpunkt. Antecknade artgrupper har varierat då det inte alltid är möjligt att observera och anteckna alla individer under intensiva flyttperioder. De antecknade artgrupperna har nästan alltid innefattat lomfåglar, svanar, gäss, trana, skarv och rovfåglar. De artgrupper som oftast inte har registrerats är sparvfåglar och måsfåglar.

Materialet innehåller också rikligt med observationsuppgifter om fåglar som rastar vid Hanhikivi, i synnerhet vadare och sjöfåglar. Särskilt i Takaranta, Kultalanlahti och Tankokari har man fäst vikt vid antalet rastande fåglar.

Observationsuppgifter för häckningsperioderna

Det befintliga observationsmaterialet för häckningsperioderna omfattar bland annat inventeringarna av antalet häckande fåglar, utförda 2004 och 2006 på uppdrag av Norra Österbottens miljöcentral. Inventeringarna utfördes i form av taxering kring sjö (ibland kallat 'cirkeltaxering'). År 2004 omfattade inventeringsområdet Heinikarinniemi, Parhalahti och Syölätiemi. År 2006 utfördes inventeringen i området Ankkurinnokka-Takaranta-Hietakarinniemi och i Kultalanlahti. När det gäller häckningsuppgifter innefattar materialet dessutom resultatet av inventeringen av måsfåglar i Takaranta och Kultalanlahti sommaren 2009.

30.10.2009

5.1.2. Häckningsbestånd

Resultaten från utredningarna 2009 och befintliga observationsuppgifter angående fågelbeståndet vid Hanhikivi stöder den i MKB-beskrivningen framförda bedömningen av Hanhikivis betydelse med tanke på fågelbeståndet. De varierande livsmiljöerna i utredningsområdet har gett ett mångsidigt häckningsbestånd. Av strandmiljöerna är det särskilt de grunda vattnen, de öppna vida strandängarna, de låga klippskären och sandbankarna som erbjuder lämpliga häcknings- och matplatser för en stor grupp strandfågelarter. Ett annat drag i utredningsområdet, som är av stor betydelse för fågelbeståndet, är vattnen som avsnörts från havet. Också skogsfågelbeståndet i området är mångsidigt. Till skogsfåglarna i de inre delarna av udden hör bland annat slaguggla, spillkråka, mindre hackspett och stjärtmes.

Nedan följer en komprimerad redogörelse för häckningsbeståndet i de olika delarna av Hanhikivi utifrån observationsuppgifter 1996–2008 och inventeringar 2009. Områdenas läge presenteras ovan (Bild 5-1).

Huvudparten av måsarna och tärnorna vid Hanhikivi häckar i Takaranta - Ankkurinnokka. Upp till 9-10 av dessa arter har häckat inom ett rätt begränsat område. I Kultalanlahti har dessutom småtärnorna häckat. Sommaren 2009 var det sammanlagda antalet häckande fåglar dock klart mindre än tidigare. Måsfåglarna häckar främst på skären intill stranden. Den mest talrika arten bland sjöfåglarna är viggen, som särskilt häckar i måssamhällen.

I Hietakarinlahti har det häckat rikligt med särskilt grågås och simand. Beståndet har också innefattat sångsvan och svarthakedopping samt sothöna, som eventuellt försvunnit de senaste åren. På 2000-talet har det varit ont om häckande måsfåglar i Hietakarinlahti, det har närmast varit fråga om enstaka fiskmåspar samt en gång gråtrut. Hietakarinlahti är födoområde för bland annat grannskapets dvärg- och skratmåsar. Utöver vadare som är typiska för havsstrandområden har åtminstone grönben och gluttsnäppa häckat i Hietakarinlahti. Den största vassruggen vid Hanhikivi finns i Hietakarinlahti, och här har bland annat brun kärrhök, rördrom och vattenrall regelbundet häckat.

Vid spetsen och södra stranden av Hanhikivi är skäret Vuoti det enda stället där måsfågelsamhällen med säkerhet förekommer. Det finns ingen exakt uppgift om förekomsten av vadare i dessa områden, men miljön här är inte särskilt gynnsam som häckningsplats för vadararter som förekommer någon annanstans vid Hanhikivi och som är viktiga ur skyddssynpunkt.

I Heinikarinlampi häckar ett representativt urval sjöfåglar, bland annat sångsvan, simand, sothöna och svarthakedopping. Till vadarbeståndet hör bland annat tofsvipa, grönben och gluttsnäppa. Småfläckig sumphöna har häckat regelbundet – nästan varje år – i Heinikarinlampi. Man har inte observerat häckande måsfåglar här, men tjärnen Heinikarinlampi har betydelse som födoområde för måsar.

I Parhalahti och Syölätinlahti söder om Hanhikivi udde finns ett mångsidigt bestånd av häckande sjöfåglar. Det finns rikligt av bland annat kricka, grågås och småskrake. Det förekommer också en del häckande måsfåglar (gråtrut, fiskmåsar och tärnor) på de små holmarna vid stranden till Parhalahtis ängsområde. I början av 2000-talet fanns det också häckande måsfåglar på den södra spetsen av Maunus. På grund av den stora, öppna ängen är en del vadare påfallande talrika, t.ex. tofsvipa, storspov och brushane. Den värdefullaste arten i området är rödspov – ett par har observerats här.

Den värdefullaste fågelgruppen i Kultalanlahti är måsfåglarna, och av dem är småtärnan den mest betydande. Häckningstätheten bland sjöfåglar avviker inte

30.10.2009

från den vid Hanhikivi, men andelen simand torde vara mindre och andelen svärta och skrakar större. Det finns färre vadare jämfört med de bästa områdena vid Hanhikivi.

Fågelbeståndet i skogarna på Hanhikivi udde är karaktäristiskt för kusten vid Bottenviken, men innehåller några värdefulla arter. Många rovfågel- och ugglearter har häckat på udden. På grund av de murkna träden i lövskogen är t.ex. förekomsten av hackspett – särskilt mindre hackspett – regionalt sett exceptionellt stor.

Nedan presenteras grundläggande artspecifika resultat av observationer under häckningstider utifrån material från 1996–2008 och inventeringar 2009. Arternas skyddsstatus anges också enligt art som upptas i bilaga I till EU:s fågeldirektiv (förkortningen EU), enligt de internationella arter som åtnjuter särskilt skydd i Finland (EVA) och enligt Finlands nationella klassificering av utrotningshotade arter (Rassi et al. 2001) (EN: starkt hotad, VU: sårbar, NT: missgynnad).

Sångsvan (EU, EVA)

På 2000-talet har två par sångsvanar häckat regelbundet vid Hanhikivi, det ena i Heinikarinlampi och det andra i Hietakarinlahti. Svanen har blivit mer allmän som häckande art intill kusten av Bottenviken. Typiska häckningsplatser vid kusten är stränder till flador och glon.

Grågås

Takaranta har länge varit ett ställe dit grågås kommer för ruggning, och här samlas de från ett område som sträcker sig utanför Hanhikivi. I omgivningen kring Hanhikivi är kusten vid Brahestad-Pyhäjoki den viktigaste häckningsplatsen för arten. Beståndet har ständigt vuxit. Förutom de häckande fåglarna förekommer det rikligt med icke häckande individer på Hanhikivi udde.

Gravand (NT)

Sommaren 2006 häckade arten med säkerhet i Takaranta; då observerades en kull ungar. Utifrån det stora antalet observationer vid Hanhikivi under häckningstider kan man dra slutsatsen att gravand är en regelbundet häckande art här.

Små andfåglar

Vid en inbördes jämförelse förekommer de olika andfågelarterna i ett rätt vanligt förhållande vid Hanhikivi. Andelen simänder är dock anmärkningsvärt stor beroende på den stora areal som är lämplig för häckning. Det största och mest mångsidiga beståndet av häckande andfåglar finns i Hietakarinlahti och Takaranta samt i Heinikarinlampi, Parhalahti och Syölätinlahti. Av de mest krävande andarterna häckar bland annat årtä här. Sjöfågeltätheten i Takaranta ökas särskilt av den rikliga förekomsten av vigg (EVA) i måsfågelkolonierna utanför stranden.

På delar av udden förekommer arter från kargare vatten, arter som är typiska för kusten vid Brahestad-Pyhäjoki. Till dessa hör svärta (EVA), småskrake (EVA) och storskrake. Svärta förekommer mest i Kultalanlahti, där man också observerat rikligt med kullar av ungar. I Takaranta häckar svärtan inte i lika stor omfattning. På sommaren har salskrake (EU, EVA) ofta observerats i bland annat Parhalahti och Takaranta. Största delen av de salskrakar som på sommaren påträffas i kusttrakterna av Bottenviken är dock antagligen icke häckande. Heinikarinlampi kunde vara lämplig häckningsplats för arten, då den trivs i frodiga grunda sjöar.

30.10.2009

Doppingfåglar

Svarthakedopping (EU) häckade tidigare rätt talrikt vid Hanhikivi. I Norra Österbotten reducerades arten kraftigt från 1990-talet till 2000-talet, men har åtminstone i Brahestadstrakten återhämtat sig de senaste åren. I utredningsområdet är Heinikarinlampi och Hietakarinlahti häckningsplatser samt undantagsvis också Parhalahti. Svarthakedopping har uppenbarligen försvunnit från Hietakarinlahti de senaste åren. Några skäggdoppingpar har häckat på olika håll i området.

Hönsfåglar

Allmänna häckande arter är järpe (EU) och orre (EU, EVA, NT). Orrarna spelar bland annat i Parhalahti och på ängen i Takaranta. Ripa har tidigare hört till de häckande fåglarna, men den nuvarande förekomsten är oklar. Arten påträffas ändå varje år i området.

Rördrom (EU, NT)

Artens revir har 2004–2009 funnits i vassruggen i Hietakarinlahti. Sommaren 2004 upptäcktes ett tillfälligt revir i Heinikarinlampi. Häckningsbeståndet vid Hanhikivi udde består alltså av 1–2 spelande tuppar.

Brun kärrhök (EU, NT)

Arten har regelbundet häckat i vassruggen i Hietakarinlahti. Tidigare häckade brun kärrhök också i vassruggen i nordöstra Maunus. Observationer som tyder på häckning gjordes åtminstone så sent som sommaren 2004. Men här verkar brun kärrhök inte längre ha häckat på några år. Häckningsbeståndet vid Hanhikivi udde uppskattas till 1–2 par. Under häckningstiden påträffas bruna kärrhökar allmänt vid Hanhikivi udde.

Övriga rovfåglar

Vid Hanhikivi gjorde man under perioden 2003–2009 observationer som antyder att en utrotningshotad dagrovfågel eventuellt har häckat här. Sommaren 2009 konstaterade man att boet hade fallit ner, och arten häckade uppenbarligen inte vid Hanhikivi 2009.

Andra regelbundna dagrovfågelsrevir som sedan 2003 observerats vid Hanhikivi udde eller dess omedelbara närhet är tornfalkens (NT, östra Hietakarinlahti) och sparvhökens revir (västra Hanhikivi). Även rovfåglar som häckar på annat håll jagar i häckningstider föda vid Hanhikivi.

Trana (EU)

Tranan häckar regelbundet vid Hanhikivi med omnejd. I Takaranta och Hietakarinlahti har årligen 2–3 par häckat, i Parhalahti likaså 2–3 par och i Heinikarinlampi ett par. I Kultalanlahti häckade ett par sommaren 2009. Sannolikt häckar även andra par i utredningsområdet. Det totala beståndet torde vara närmare 10 par.

Rallar

Omgivningen kring Hanhikivi är t.ex. på landskapsnivå ett betydelsefullt förekomstområde för rallar. Småfläckig sumphöna (EU) har nästan varje år påträffats i Heinikarinlampi och de bästa somrarna 2000 och 2004 kunde man höra fyra respektive tre tuppar i området. Revir har också observerats i Hietakarinlahti, Takaranta, Parhalahti och Syölätinlahti. De flesta vattenrallarna har förekommit i Hietakarinlahti, där det har funnits revir varje år sedan 2004. Vattenrallsrevir observerades också i Heinikarinlampi sommaren 2003 och i Parhalahti våren 2006. Ett litet bestånd på 2–3 par sothönan har regelbundet

30.10.2009

häckat i Heinikarinlampi. Också i Hietakarinlahti häckade sothönan tidigare, men den har inte observerats under de senaste åren.

Rödspov (EN)

Rödspov är den ur skyddssynpunkt mest betydande vadararten. På ängen mellan Parhalahti och Maunus söder om Hanhikivi udde har det uppenbarligen årligen funnits ett revir sedan 1999. Häckningen har emellertid aldrig bekräftats, eftersom man inte besökt någon häckningsplats. I Takaranta kunde man höra rödspoven sommaren 2006, och den hade redan observerats tidigare den våren. Den uppenbara häckningen i Takaranta måste anses tillfällig, eftersom det från andra år inte finns observationer som skulle tyda på häckning.

Simsnäppa (EU)

Simsnäppan har häckat regelbundet i Takaranta; den senaste säkra häckningsobservationen är från 2006. Det har de senaste åren funnits tecken på att simsnäppan har häckat på både södra och norra delen av Hanhikivi udde, men häckningarna har inte bekräftats. Då det gäller simsnäppan är det emellertid svårt att skilja mellan häckande individer och genomflyttande, eftersom vårflyttningen fortsätter in i juni och bortflyttningen inleds efter midsommar.

Övriga vadare

I övrigt är det häckande beståndet rätt typiskt för kustområdet vid Bottenviken. Den rikligast förekommande arten är rödbena, med ett mycket tätt häckningsbestånd på strandängarna i området. Det rikligaste vadarbeståndet finns i Parhalahti och Syölätinlahti, där det förutom rödbena finns rikligt av storspov (EVA), tofsvipa och enkelbeckasin. Av de ur skyddssynpunkt mest värdefulla arterna har brushane (EU, NT) till och med i rätt riklig omfattning häckat i Takaranta och Parhalahti samt på ängarna i Syölätinlahti. Större strandpipare har häckat regelbundet i Takaranta, men de senaste åren har det endast varit fråga om ett par. I Kultalanlahti fanns ett revir bland annat sommaren 2009. Man har gjort enstaka observationer av den extremt utrotningshotade sydliga kärrsnäppan i bland annat Takaranta, men man har inte kunnat konstatera att den häckar här. Av mosnäppan, som räknas till de stagnerade vadarna i Bottenviken, finns det åtminstone inga färsk observationer som skulle tyda på häckning, och områdets livsmiljö förefaller inte särskilt gynnsam för arten.

Småtärna (EU, EN)

I Kultalanlahti har 4–6 par häckat i minst ett tiotal år. Arten har haft en permanent häckningsplats på Ulkokarvo udde/ö, där det under hela 2000-talet har häckat 4–5 par. På sommaren kommer småtärnan ofta till Parhalahti för att äta.

Övriga måsfåglar (måsar, tärnor och labbar)

Ett mångsidigt bestånd av måsfåglar häckar i Takaranta. De mest rikligt förekommande är skrattnås (VU), fiskmås, silvertärna (EU), fisktärna (EU, EVA) och dvärgmås (EU, EVA). Måsfågeln finns främst på skären utanför Takaranta. Här har vanligen häckat över 200 par skrattnåsar och även några tiotals par andra arter. Av de vid Bottenviken fåtaliga arterna har kustlabbar och havstrut (två par) under hela 2000-talet häckat på sina favoritställen utanför Takaranta. Ett eller två par silltrutar (VU) häckade i Takaranta på 1990-talet, men försvann på 2000-talet.

Måsfågelbeståndet på skären i Takaranta häckade inte våren 2009, även om t.ex. hundratals skrattnåsar vistades i Takaranta. Orsaken till detta är inte känd.

30.10.2009

Sommaren 2009 var antalet måsfågelpar i Takaranta totalt sett klart mindre än tidigare år.

Fiskmåsar har endast sporadiskt häckat i Hietakarinlahti på 2000-talet, och gråtrut en gång. I Heinikarinlampi häckar det veterligen inga måsar alls, men särskilt skratmåsar, dvärgmåsar och tärnor kommer hit för att äta. I Parhalahti – främst i de centrala delarna och vid bäcken Liminkaoja – häckar några par gråtrutar, 20–30 par fiskmåsar och ungefär lika många tärnor. I Syölätinlahti har enstaka fiskmåspar häckat. På den södra spetsen av Maunus udde har det funnits ett tydligare samhälle av fiskmåsar och tärnor. Här har antalet måsfåglar minskat efter 2004. Också i Kultalanlahti, öster om Halkokari, finns det rikligt med häckande måsfåglar. De följande betydande måsfågelsamhällena, sett från Hanhikivi, ligger i norr utanför Lännennokka och i söder vid mynningen till Pyhäjoki. Även dessa fåglar torde i någon mån utnyttja omgivningen kring Hanhikivi när de söker föda.

Ugglor

Under minst tio somrar mellan 1997 och 2009 har man observerat berguven (EU, EVA) på Hanhikivi udde. Utifrån de regelbundna observationerna kan man med rätt stor säkerhet anta att berguven har häckat i området, trots att detta inte kunnat bekräftas. Observationsplatserna har varierat, men de flesta observationer har gjorts i de mittersta delarna av udden. Sommaren 2009 häckade slaguggla (EU) på Hanhikivi udde. En kull hornuggleungar påträffades 2003, ett toppår för sorkar. Det finns flera sommartida observationer av den i området kring floden Pyhäjoki allmänna jordugglan (EU), men man har inte kunnat bekräfta att den häckat här. Av ugglorna är pärlugglan (EVA) den talrikaste, och perioden 2003–2009 gjorde man flera bofynd. Under goda år torde 3–5 par häcka på Hanhikivi udde. Också sparvugglan häckar här. Utifrån observationer torde hökuggla och lappuggla (EU) inte häcka i området.

Mindre hackspett (EU)

På grund av den omfattande lämpliga livsmiljön häckar mindre hackspett allmänt i området. Antalet häckande par uppgår uppskattningsvis till i genomsnitt 5–10.

Övriga hackspettar

Göktyta (VU) häckar varje år i området, med uppskattningsvis 3–5 revir i genomsnitt. Enligt observationer från tidigare år har tretåig hackspett (EVA) häckat här. För den extremt utrotningshotade vittryggiga hackspetten är Hanhikivi en av de mest potentiella häckningsmiljöerna vid Bottenvikskusten. Tills vidare (efter 1980-talet) finns det inga vår- eller sommarobservationer som tyder på att arten skulle häcka här. Spillkråkan (EU) har häckat på östra sidan av Hietakarinlahti, men på västra sidan av Hietakari har den sällan påträffats under häckningstider. Större hackspett ingår i Hanhikivis häckningsbestånd.

Sparvfåglar

Sparvfågelbeståndet vid Hanhikivi udde kan anses vanligt för kusttrakten i Norra Österbotten. Beståndet innefattar emellertid också ovanligare arter som busksångare, svarthätta och stjärtmes. Med undantag för stjärtmes har ovan nämnda arter dock inte häckat regelbundet i området.

30.10.2009

5.1.3. Flyttfågelbeståndet

5.1.3.1. Allmänt om flyttningen vid Bottenvikskusten

Nästan alla fåglar i området Brahestad-Pyhäjoki flyttar längs kustlinjen i riktning nord-nordost respektive syd-sydväst. Flyttning som avviker från denna som följer kusten – dvs. flyttning från land mot havet eller från havet mot land – förekommer i mycket liten utsträckning på våren (Bild 5-2). Även på hösten är sådan flyttning ringa, men då kommer sjöfåglar och vadare ändå i någon utsträckning till kusten från det inre av landet.

Duvor, gäss och småfåglar som kommer till Hanhikivi udde den västliga rutten vänder vanligen mot ost-nordost och undviker därigenom Kultalanlahti, medan vadare och sjöfåglar som kommer den östliga rutten vänder norrut mot Kultalanlahti. Antalet flyttfåglar som följer Bottenvikskusten norr om Brahestad minskar. Flyttningsströmmen med svanar, gäss, änder och vadare delas upp i olika riktningar längre norrut, från och med Liminganlahti, när fåglarna styr mot sina häckningsområden. På våren inleder största delen av de arktiska fåglarna sin resa över fastlandet vid kusten mellan Uleåborg och Simo.

30.10.2009

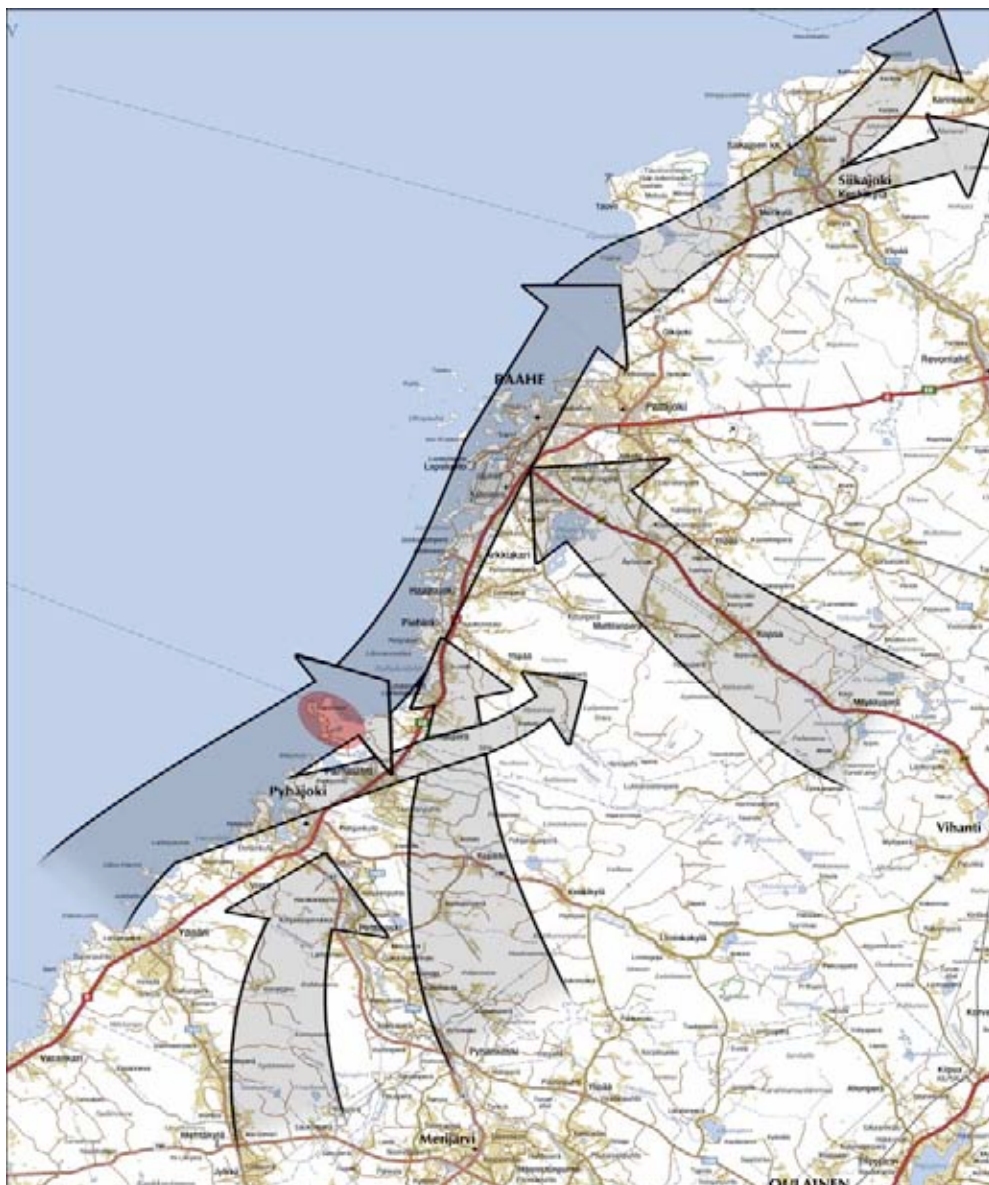


Bild 5-2. Överblick över den normala vårflyttningen på kustområdet mellan Pyhäjoki och Brahestad.

5.1.3.2. Allmänt om flyttningen vid Hanhikivi

Vanligen är antalet individer som flyttar över Hanhikivi större på våren än på hösten. Även antalet flyttande arter är större på våren. Fåglarna håller låg flyghöjd. Detta torde bero på den allmänt flacka terrängen, för man vet att fåglar anpassar sin flyghöjd efter terrängformationerna. Vid Hanhikivi ökar nästan alla fåglar flyghöjden när de flyger mot det inre av landet. Ett särdrag för Hanhikivi udde är dessutom att sjöfåglar som vanligen undviker att flyga över landområden oftast inte gör en omväg kring den smala och långa udden, utan en stor del flyger över udden utan att ändå öka flyghöjden särskilt mycket. På våren kommer det rikligt med fåglar som flyttar över land till udden. På hösten styr Kultalanlahti fåglar som flyttar över land så att de gör en omväg kring Hanhikivi udde. För de arter som flyttar över vattenområden utgör Kultalanlahti däremot en samlande "tratt" vid Takaranta.

30.10.2009

5.1.3.3. Flyttande arter

Nedan följer en komprimerad redogörelse för flyttfågelbeståndet i de olika delarna av Hanhikivi utifrån observationsuppgifter 1996–2008 och inventeringar 2009. Områdenas läge presenteras ovan (Bild 5-1). De arter som är mest centrala för konsekvensbedömningen har specificerats. En mer detaljerad artspecifik behandling av flyttningen finns i en separat utredning (Luoma 2009, Tuohimaa 2009).

Sångsvan

Sångsvanen är en art som utpräglat koncentrerar sig till Bottenvikskusten. Antalet individer som flyttar respektive rastar här hör till de största i Finland. Våren 2009 var antalet flyttande individer minst 6 100. Antalet individer som flyttar i dagsljus uppskattas till mellan 8 000 och 11 000. Svanar flyttar dessutom även nattetid. Man känner inte exakt till andelen nattlig flyttning, men den är mindre än på dagen. Enligt en grov uppskattning utgör den cirka 10–30 procent av flytten på dagen.

Antalet sångsvanar som flyttar från Hanhikivi på hösten uppskattas till 15 000. Denna siffra inkluderar de som flyttar nattetid. Svanbeståndet har vuxit betydligt under de senaste 10 åren.

Våren 2009 koncentrerades flyttningsströmmen jämnt till linjen mellan Hietakarinniemi och Parhalahti. Inne i landet försvagades flyttningsströmmen och ute till havs var den svag. Flyghöjden var rätt låg. Cirka 70 % av svanarna flög på under 40 meters höjd. Över de inre delarna av Hanhikivi udde flög huvudparten av svanarna ändå på över 40 meters höjd. Uppgifterna motsvarade tidigare erfarenheter.

På hösten flyttar svanarna mer än på våren ute till havs väster om udden. Andelen som flyttar ute till havs är uppskattningsvis cirka 20 %. Flyghöjden är i genomsnitt högre än på våren, men varierar efter vädret. Vid kraftig nordlig vind flyger svanarna på hög höjd, men lägre vid t.ex. västlig eller nordvästlig vind. Uppskattningsvis cirka 50 % flyttar på över 40 meters höjd.

Gäss

På samma sätt som för svanen är sädgåsens (underarten *fabalis*) vårflyttning som kraftigast vid Bottenvikskusten, där antalet observerade flyttande och rastande individer är det största i Finland. *Beståndet som flyttar i dagsljus uppskattas till mellan 12 000 och 15 000 individer. På våren flyttar sädgåsen veterligen inte på natten, men på hösten flyttar den även nattetid. På hösten koncentreras sädgåsens flyttning inte till Bottenvikskusten, som på våren.*

Gässen flyger främst på fastlandssidan över området, och huvuddelen av sädgässen passerar Hanhikivi udde på dess östra sida. Cirka 75 % av sädgässen flyttade på över 40 meters höjd. Uppgifterna motsvarade tidigare erfarenheter. På hösten fördelas flyttningsströmmen på ett vidsträckt område. Då flyger sädgässen i genomsnitt på klart högre höjd än på våren.

Enligt uppskattning uppgår beståndet grågås som flyttar längs strandlinjen på våren till 4 000–6 000 individer. På hösten är beståndet som flyttar längs strandlinjen uppenbarligen större, cirka 5 000–7 000 individer.

Grågåsens flyttningsström koncentreras tydligt till Tankokari och mittdelen av Hanhikivi udde. Andelen som flyttar inne i landet eller ute till havs är under 10 %. För drygt hälften av de flyttande grågässen var flyghöjden under 40 meter. På

30.10.2009

hösten flyttar grågåsen i genomsnitt på högre flyghöjd än på våren och rutten går i genomsnitt längre ut än på våren.

Övriga svanar och gäss

Mindre sångsvan har sällan observerats från Tankokari under flyttningen, endast en individ per cirka 2 000 sångsvanar. I de flockar som rastar i Norra Österbotten är de fler än en per tusen sångsvanar. Flyttningsbeteendet hos mindre sångsvan är i övrigt likadant som hos sångsvanen, men avviker i fråga om tidpunkt, då den mindre sångsvanens relativa andel ökar mot sommaren. Mindre sångsvan har endast en gång setts i området när den flyttar på hösten. Enligt allmän erfarenhet är mindre sångsvan lika vanlig i Norra Österbotten på hösten som på våren.

Knölsvan har sällan setts flytta, men i och med att beståndet ökar har också observationerna ökat. För många gåsarter är vårförekomsten rätt regelbunden, men antalet individer är högst några tiotal. På hösten är förekomsten mer sporadisk, men drivna av ostvindar kan ibland som mest flera tusen arktiska gäss (vitkindad gås, prutgås och tundragås) komma till Bottenviken.

Trana

På våren koncentreras tranflyttningen till kusten. Den bästa våren, år 2006, observerades cirka 3 600 tranor från Tankokari. Enligt uppskattning är det flyttningsbestånd som kan observeras från Tankokari i genomsnitt 4 000–7 000 individer. På hösten flyttar uppskattningsvis cirka 2 200 individer. Det verkliga antalet torde i genomsnitt ligga kring 1 500–2 500 individer, men varierar betydligt beroende på vindförhållandena. Vid ostliga vindar kommer flera tranor till kusten, både på våren och på hösten.

Cirka hälften av de tranor som observerades 2009 flyttar via det inre av landet, och nästan alltid på över 40 meters höjd. Cirka en fjärdedel av de observerade tranorna flyttar över de mittersta delarna av Hanhikivi udde, där flyghöjden är klart lägre, och närmare hälften flyttar på 20–40 meters höjd. Särskilt på morgonen går flyttningen lågt på en västlig rutt över Hanhikivi udde, men på dagen går flyttningen huvudsakligen på fastlandssidan och högre, eftersom tranorna utnyttjar stigande luftströmmar. På hösten koncentreras tranornas flyttning till några dagar. Kring Brahestad är flyttningen som intensivast i det inre av landet, cirka 30–50 km från kusten. Endast en liten del av tranorna flyttar via kusten. På hösten flyttar tranorna vanligen på mycket hög höjd, men till havs dock ofta lägre.

Små andfåglar

Enligt uppskattning observeras 50 000–100 000 små andfåglar från Tankokari under flyttningstider. Storskrake är den art som observerats mest. Andra vadararter har varit knipa, vigg, småskrake och bläsand. På hösten är antalet flyttande individer i storleksklassen 30 000–50 000. De talrikaste arterna är knipa och storskrake. Flyttningsperioden (juni–november) är många gånger längre än på våren, men livliga flytt dagar är sällsynta. Flyttningsströmmen koncentreras tydligt till spetsen av Hanhikivi udde våren 2009.

Majoriteten av små andfåglar flyttar på 20–40 meters höjd. Det är uppenbarligen främst storskrake och gravand som flyttar över udden; de har betydligt oftare setts i Tankokari än vid Hanhikivis uddspets. Arktiska sjöfåglar har endast i liten utsträckning flyttat över Hanhikivi udde, och då har flockarna flugit högt, merparten på över 100 meters höjd.

På hösten är flyttning i dagsljus över udden mindre vanlig. Nästan alla flyttande andfågelflockar gör en omväg kring udden och flyger över havet, och bland annat simänderna flyttar till övervägande del långt ute till havs. Ett undantag utgörs

30.10.2009

också på hösten av storskraken, som främst flyttar över udden. Vid kraftig medvind eller dålig sikt kan också andra andfågelflockar ta den kortare rutten över udden, och då sker det vanligen vid Hietakarinlahti.

Rovfåglar

Allmänt taget flyttar största delen av rovfågglarna på fastlandssidan, men en viktig rutt går också från Maunus och över Tankokari. Betydligt färre rovfåglar flyttar över Hanhikivi på västra sidan. Merparten av rovfågglarna flyttar på hög höjd, och en stor del av dessa observeras därför inte. Cirka 70 procent av de observerade flyttar på över 40 meters höjd. Flyghöjden minskar längre västerut. Låg flyghöjd vid flyttning är särskilt typiskt för kärrhökar och falkfåglar, även om också största delen av dessa arter torde flytta på hög höjd. Av de rovfåglar som kan observeras på hösten följer största delen strandlinjen vid Kultalanlahti. Vanligen flyger de då förbi Hanhikivi udde på fastlandssidan. Ungefär en fjärdedel flyttar över Kultalanlahti och dessa flyger också över Hanhikivi udde. På hösten håller rovfågglarna samma flyghöjder som på våren, men flyttningsströmmen koncentreras tydligare till fastlandssidan.

Övriga arter

Lomfågglarnas flyttning intensifieras och flyghöjden minskar närmare Hanhikivis uddspets. Sextio procent av de lomfåglar som observerades i Tankokari flyttade våren 2009 väster om Hanhikivi udde. På hösten flyttar mycket få lomfåglar genom området. Även då flyger högst en fjärdedel av de observerade över udden.

Majoriteten av doppingarna flyttar på natten. Dagtid flyttar svarthakedopping och skäggdopping knappt alls över landområden, utan passerar väster om uddar och öar, och håller låg flyghöjd. Gråhakedopping kan däremot ses flyga över landområden. Den flyger dock vanligen högt, oftast på över 100 meters höjd. Man har inte observerat att doppingar skulle ha flugit över Hanhikivi udde i dagsljus på hösten.

De mest frekventa flyttarna bland vadare är *tringa-snäppor* och *brushane*. Arterna har ett likartat flyttningsbeteende. Enligt uppskattning flyttar totalt 50 000 individer av dessa arter. Det verkliga antalet flyttare kan goda år vara i denna storleksklass, men sämre vårar är antalet klart mindre. På hösten är antalet flyttande individer under 20 000. En betydande del av artgruppen flyttar på hög flyghöjd, där de inte kan observeras, och en del flyttar nattetid. Vid Bottenvikskusten flyttar dessa arter dock uppenbarligen till största delen i dagsljus, åtminstone på våren. Våren 2009 koncentrerades arternas flyttning till linjen mellan Parhalahti och Hietakarinlahti. Jämfört med våren flyttar en större del tringa-snäppor och brushanar till havs på hösten, men merparten flyttar även då över udden.

Förutom för ovan nämnda vadararter går flyttrutten för bland annat enkelbeckasin, småspov, kärrsnäppa och myrsnäppa via Hanhikivi. Förekomsten är mer oregelbunden än för tringa-snäpporna. Vid normala förhållanden sker flyttningen på så hög höjd att de inte observeras. Flera arter (särskilt calidris-snäppor och pipare) flyttar i större omfattning på hösten än på våren. Tyngdpunkten för vadararternas flyttrutt varierar efter art. Bland annat calidris-snäppor, myrspov och kustpipare flyttar ofta längre ut, över den västra delen av udden eller väster om den. Vid gynnsamma förhållanden på hösten flyttar vadare på hög höjd, utan att flyttningen koncentreras till kusten.

Måsfåglar

Med undantag för sparvfåglar är skratmåsen den mest talrika flyttfågglarten vid Hanhikivi. Det verkliga antalet flyttande individer är uppskattningsvis mellan

30.10.2009

50 000 och 100 000. Även fiskmåsar och gråtrut har på våren observerats i tusentals, men tärnorna har de bästa våren endast setts i hundratal. Våren 2009 flyttade största delen av måsarna längs en smal linje över mittdelen av Hanhikivi udde, vilket motsvarar tidigare uppfattningar.

De flesta måsar anländer då havet ännu är tillfruset. Ibland kan råkar emellertid delvis flytta tyngdpunkten ut till havs. När havet blivit isfritt sker en del av flyttningen längre ut, men även då flyttar uppenbarligen största delen av måsarna över udden. Labbar samt fisk- och silvertärnorna flyttar dock till övervägande del väster om Hanhikivi udde. Merparten av måsfåglarna flyger på mycket hög höjd (över 100 meter) när de flyttar över udden, och på grund av flyghöjden observeras en stor del aldrig.

Enligt observationer flyttar största delen av dvärgmåsar, fiskmåsar, fisktärnorna, silvertärnorna och labbar väster om udden, medan största delen av skranttärnorna, gråtrut och skrattmåsar flyttar över udden. Havstruten flyttar antagligen över udden längs samma rutt som gråtruten, medan silltrutens rutt går längre ut. Även på hösten flyttar måsfåglarna oftast på hög höjd över udden, men låg flyghöjd är ändå vanligare än på våren.

Ringduva och skogsduva

På våren är duvornas flyttning tydligt koncentrerad till kustlinjen. Det bestånd som följer strandlinjen består uppskattningsvis av 25 000–35 000 ringduvor och 300–500 skogsduvor. På hösten är duvflyttningen vid kusten betydligt mindre.

Enligt uppgifterna för våren 2009 var ringduvornas flyttning tydligt koncentrerad till mittpartiet av Hanhikivi udde. Cirka 65 procent av duvorna flyttade på 20–40 meters flyghöjd. Uppgifterna motsvarar tidigare erfarenheter. På hösten flyttar duvflockarna längs stranden vid Kultalanlahti och flyger troligen endast sällan via Hanhikivi udde.

Hackspettar

Hackspettarnas flyttrörelser har studerats rätt lite vid Hanhikivi. Som mest har hundratal större hackspettar setts flytta per dag, av andra hackspettar endast enstaka individer. I materialet från 1996–2009 finns det cirka fem observationer av vittryggig hackspett och endast en av gråspett.

Sparvfåglar (med undantag för kråkfåglar)

På våren kommer sparvfåglarna på låg höjd söder om Hanhikivi udde; flyttningsströmmen koncentreras till två linjer, den ena kommer från Maunus över hamnen i Tankokari och den andra, större strömmen följer strandlinjen vid Parhalahti. En betydande del av de sparvfåglar som kommer längs den västliga rutten flyger ända till Ankkurinnokka. En del fortsätter från Ankkurinnokka vidare ut till havs och en del gör en omväg kring Kultalanlahti.

Utifrån observationer våren 2009 var förhållandet mellan antalet individer i dessa rutter cirka 50:50. Större än dessa är emellertid den fågelström som kommer öster om Matinniemi och som antagligen består av fåglar som flyger öster om Tankokari. På hösten går flytten mot söder nästan uteslutande längs stranden vid Kultalanlahti. De västra delarna av Hanhikivi berörs till stor del inte av den fågelström som flyger öster om Kultalanlahti. I Tankokari är flyttningen däremot livlig. Invasionsfåglar, som hellre flyger västerut än söderut, förekommer dock ofta i stort antal vid spetsen av Hanhikivi udde.

30.10.2009

5.1.3.4. Rastande fågelarter

Under flyttningstider rastar rikligt med särskilt sjöfåglar och vadare i utredningsområdet. Miljön vid Hanhikivi utgör ett värdefullt rastområde för fåglar, t.ex. nationellt sett. För traktens måsfåglar är Hanhikivi ett födoområde, men det är inte en betydande samlingsplats för dem under flyttningen. De viktigaste livsmiljöerna för rastande fåglar i utredningsområdet är de grunda strandvattnen, sedimentstränderna och de öppna strandängarna med sina pölar (Bild 5-3).

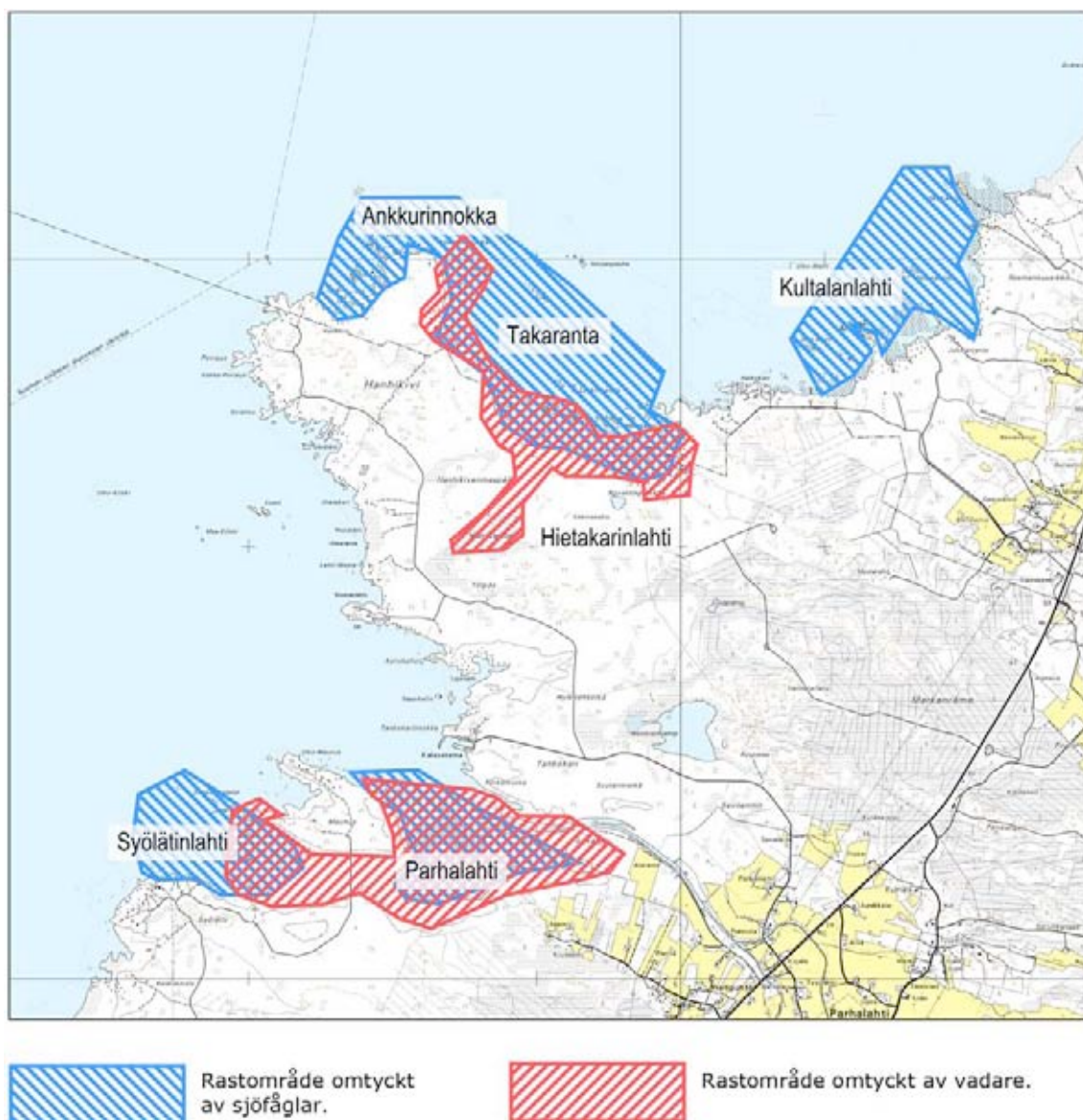


Bild 5-3. Fåglarnas viktigaste rastområden vid Hanhikivi. (Källa: Tuohimaa 2009)

I Takaranta samlas upprepade gånger tusentals sjöfågelindivider i taget. Mängderna är som störst i månadsskiftet april-maj då huvudparten av simänderna flyttar. På hösten är antalet rastande fåglar mindre än hälften jämfört med våren. En betydande art som samlas här är sångsvanen. Det viktigaste fenomenet då andfåglarna samlas för att rugga är den flock grågäss som bildas av fåglarna som häckar i trakten. Även antalet vadare är betydande.

På grund av Hietakarinniemis slutenhet är det inte ett så betydelsefullt rastområde för sjöfåglar, men som bäst rastar flera hundra sjöfåglar även här.

30.10.2009

För sjöfåglar torde den samlande effekten hos Hanhikivi uddspets och uddens södra strand vara i klass med en genomsnittlig havsstrand. De mest betydande observationsmängderna har varit samlingarna på tiotals lomfåglar respektive hundratals arktiska sjöfåglar, men flockarna har inte varit nära stranden.

Det finns observationer av en del sjöfågelsamlingar i Heinikarinlampi, men på grund av den begränsade arealen och slutenheten har området inte samma betydelse som Takaranta eller Parhalahti. Observationerna av rastande vadare är få. Ett undantag är dock simsnäppa.

I Parhalahti utgör simändernas vårflyttning den viktigaste förekomsten av sjöfåglar – man har ofta observerat 1 000–2 000 individer på en gång. Hundratals änder vistas i Parhalahti ända in i augusti, men senare på hösten har de varit få. Bland vadare har särskilt tringa-snäppor och brushane samlats i Parhalahti. Det totala individantalet för arterna uppgår till hundratals både på våren och på hösten. Antalet calidris-snäppor, större strandpipare och andra arter som främst söker föda på sedimentstränderna når inte upp till siffrorna för Takaranta.

Syölätinlahti är sämre känd än de andra stränderna. Utifrån sporadiska observationer är tätheten för rastande fåglar i samma klass som i Parhalahti, men på grund av den mindre arealen är det totala antalet mindre. Svanar samt vadare som trivs på sedimentstränder när de söker föda har det i genomsnitt funnits mer av än i Parhalahti.

I viken Kultalanlahti (öster om Halkokari) rastar bland annat ett stort antal skäggdoppingar och knipor. På sommaren trivs dykandernas ruggningsflockar ofta i vikens mittpartier, långt från stränderna vid Hanhikivi.

5.1.4. Projektets konsekvenser

Fågelinventeringarna vid Hanhikivi 2008 och 2009 och observationsuppgifterna från 1996–2008 ger en heltäckande bild av områdets fågelbestånd. Materialet i MKB-beskrivningen samt det kompletterande materialet från 2009 ger en bra bild av fågelbeståndet i området med tanke på en preciserande konsekvensbedömning.

Resultaten i de kompletterande fågelinventeringarna och i tidigare observationsmaterial bekräftar den i MKB-beskrivningen tidigare framförda bedömningen av Hanhikivis betydelse för fågelbeståndet, om var de värdefulla områdena är belägna samt om konsekvenserna för dem.

Anläggningsenheten i det planerade anläggningsområdet uppförs på en sådan plats där fågelbeståndet huvudsakligen består av skogsarter. Av arterna i EU:s fågeldirektiv är det järpe, orre och berguv som mest berörs av att livsmiljön lokalt försvinner till följd av byggandet. Även pärlugglans och sparvhökens nuvarande häckningsmiljöer förändras. Buller och andra störande effekter medan kraftverksbygget pågår är lokala och gäller främst de inre delarna av Hanhikivi udde.

Själva kraftverket och andra byggnader är massiva och lätta att upptäcka, och antas inte medföra kollisionsrisk för fåglarna. Kollisioner med byggnader beror oftast på stora speglade ytor (*t.ex. Koistinen 2004*), och kärnkraftsbyggnader har inga sådana ytor.

I kylvattnets verkningsområde kommer det även på vintern att finnas ett i genomsnitt några kvadratkilometer stort isfritt område, som ligger intill Hanhikivi udde och fortsätter fram till Takaranta. Bland annat flyttande sjöfåglar kan utnyttja det isfria vattnet som rast- och födoområde, och det är möjligt att en del flyttande arter stannar längre än normalt i det isfria området. Då iskanten flyttas

30.10.2009

längre ut från kusten kan det hända att måsarnas tidiga vårflyttning flyttar längre ut till havs. Detta antas dock inte få några betydande effekter för måsarnas flyttningsbeteende. Som en följd av värmeeffekten är det möjligt att till exempel arter med fisk som föda – så som fisktärna och silvertärna – får bättre möjligheter att skaffa näring, och att häckningstidpunkten för sjö- och strandfåglar infaller tidigare i kylvattnets verkningsområde. Häckningstidpunkten beror emellertid också på andra miljöfaktorer i området.

5.1.5. Kraftledningens konsekvenser

Den i MKB-beskrivningen presenterade bedömningen av kraftledningarnas eventuella effekter för fågelbeståndet vid Hanhikivi kompletteras nedan utifrån de nya uppgifter som 2009 års utredningar gett.

Allmänt om kraftledningars konsekvenser för fåglar

Det finns rikligt med undersökningar om risken att kollidera med kraftledningar. En hög kollisionsrisk är typisk på områden med stora lokala fågelflockar under t.ex. flyttningstider. Potentiellt sett är kollisionsrisken störst för arter med liten vingyta i förhållande till kroppsvikten, och för kraftigt byggda arter som samlas i stora flockar (t.ex. *Bevanger 1995*). Tunga arter med relativt små vingar kan inte snabbt ändra riktning om de först i sista stund upptäcker ledningen. För arter som flyger i täta och stora flockar ökar risken för eventuella kollisioner jämfört med arter där individerna flyger ensamma.

Typiska grupper som flyger in i kraftledningar är stork-, and-, tran-, duv-, vadar-, mås- och hönsfåglar samt vissa rovfåglar (t.ex. *Alonso & Alonso 1999*).

Ytterligare faktorer som påverkar sannolikheten för kollision är väderförhållanden och tid på dygnet. Vid dimma eller i mörker är det betydligt svårare att se kraftledningarna jämfört med klart väder eller dagsljus. Kollisionsrisken är också större för fågelflockar jämfört med fåglar som flyger ensamma. Även paniksituationer ökar kollisionsrisken. Kollisionsrisken för flyttande fåglar är större än för lokala fåglar som häckar i och känner området och som därför sannolikt bättre kan väja för ledningarna (enligt *Mathiasson 1993*).

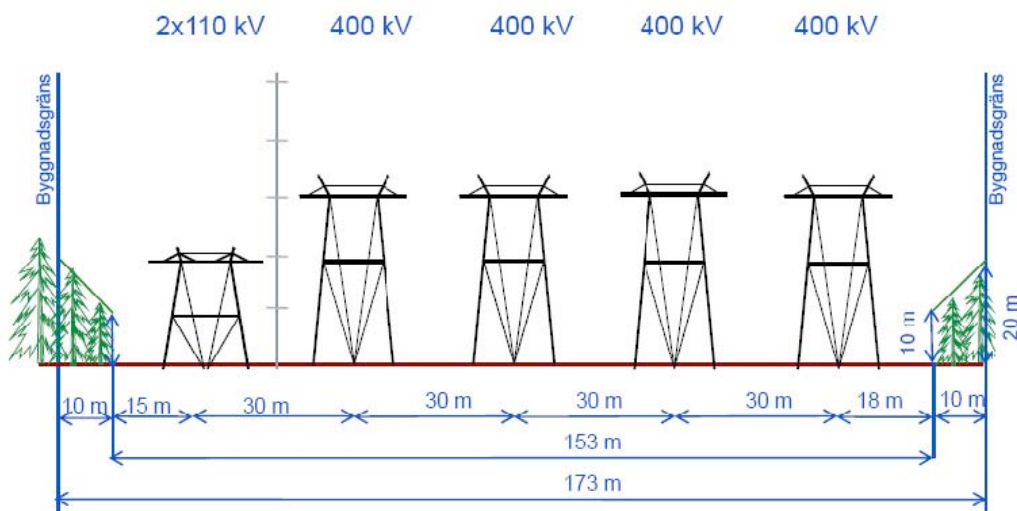
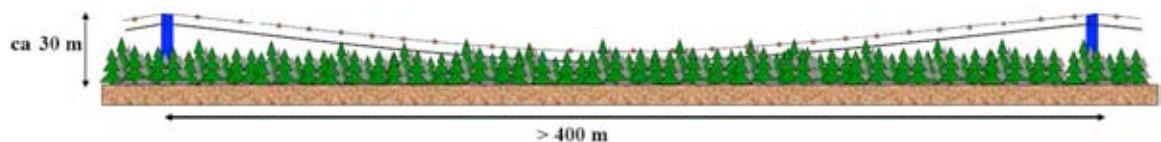
Enligt *Alonsos & Alonsos (1999)* sammanfattning och de flesta andra motsvarande undersökningar har kollisioner med kraftledningar vanligen inte någon betydelse som faktor som skulle öka dödligheten bland fåglar. På områden där det finns mycket rikligt med fåglar kan kraftledningar lokalt öka dödligheten hos populationerna – detta gäller särskilt arter som är utsatta för kollisioner. Men med undantag för utrotningshotade eller mycket fåtaliga arter har kraftledningar sannolikt inte ens teoretisk effekt på mortaliteten hos populationer i ett område av Finlands storlek.

Trots att t.ex. ändrar som art anses vara mycket utsatta för kollisioner, uppskattas mortaliteten som beror på kollisioner till endast 0,1 % av den totala mortalitet som beror på icke-naturliga orsaker (exklusive jakt, *Alonso & Alonso 1999*). Också *Mathiasson (1999)* drar slutsatsen att även om kollisioner lokalt kan vara en betydelsefull mortalitetsfaktor för knölsvanar, som allmänt anses ha hög kollisionsrisk, är kollisioner en mycket liten mortalitetsfaktor på riksnivå. Det är också möjligt att denna och andra mortalitetsfaktorer som beror på människan kompenseras av en minskning av den naturliga mortaliteten (som är en överlägset mer betydelsefull faktor för populationen) (*Koskimies 2005*). Det råder dock ingen fullständig säkerhet i frågan (*Bevanger & Brøseth 2004*).

30.10.2009

Kraftledningens konsekvenser för Hanhikivi udde

På Hanhikivi udde planerar man att använda stagade portalstolpar, där ledningarna endast löper i en nivå, och på lägre höjd än med så kallade Tannenbaum-stolpar (Bild 5-4). Denna lösning skulle förbättra synligheten för ledningsgatan till följd av det horisontellt enhetliga och massivare ledningsknippet. Det anses att stolpar med denna portalkonstruktion medför mindre kollisionsrisk för fågelbeståndet än högre stolpar av Tannenbaum-typ (bl.a. *Janss & Ferrer 1998*). Ledningarna löper också delvis i höjd med trädkronorna, så att fåglar som flyger ovanför träden också flyger över ledningarna (Bild 5-5).

Tvärsnittsschema 1**Bild 5-4. Tvärsnittsbild av kraftledning med portalstolpar. (Källa: Fingrid Abp)****Bild 5-5. Ungefärlig tvärsnittsbild av kraftledning med portalstolpar.**

De arter vid Hanhikivi som är mest utsatta för kollisioner med kraftledningar är sångsvan, trana och grågås, vilka i synnerhet under flyttningstider tidvis påträffas i mycket stora mängder också i mittpartiet av Hanhikivi udde. Arternas flyghöjder är tidvis låga och flygrutterna går delvis över Hanhikivi udde. En kraftledning som löper i tvärsgående riktning i förhållande till den huvudsakliga flyttningsriktningen ökar kollisionsrisken i synnerhet på öppna ställen i terrängen där fåglarna gärna flyger. Den för fågelbeståndet viktigaste platsen av denna typ är Hietakarinlahti. Hietakarinlahti är också en av de centrala rastplatserna för fåglarna. Antalet individer bland rastande fåglar är tidvis rätt högt, vilket ökar kollisionsrisken t.ex.

30.10.2009

i snabba flyktsituationer. Sångsvanar och tidvis också gäss flyger även på andra ställen över Hanhikivi udde när de rör sig mellan olika rastplatser.

Det är främst tärnor och skrattmåsar som korsar kraftledningen när de flyger efter föda. Dessa arter har god flygförmåga och har konstaterats väja effektivt för kraftledningar.

I Finland finns inga tillgängliga uppskattningar om kollisionsrisken för alla fågelarter. Koistinen (2004) har presenterat en kollisionsrisk med hjälp av populationsrisken. Om man antar att en tredjedel av hela Finlands distributionsnät (300 000 km) ligger i tjäderns och hälften i orrens livsmiljö, och att de verkliga kollisionsriskerna enligt Bevanger (1995) är 0,1 (tjäder) och 0,15 (orre) fåglar per km och år, får man följande totaldödlighet för kollisionerna i Finland; 10 000 för tjäder och 22 500 för orre. Dessa siffror innebär en populationsrisk för hela Finland i storleksordningen 24 %. Väjningsförmågan för alla fågelarter i Finland är i genomsnitt klart bättre än för hönsfågelarterna. Dessutom är merparten av fågelbeståndet inte här hela året. Därför föreslår Koistinen att den genomsnittliga populationsrisken vid kollisioner med ledningar kan antas vara endast en trettiondedel av den ovan presenterade risken för hönsfåglar, dvs. 0,1 % av hela populationen. Enligt Koistinen bedömning är den årliga totaldödligheten p.g.a. kollisioner med ledningar sålunda cirka 200 000 individer, utgående från det totala antalet individer i fågelbeståndet i Finland (cirka 200 miljoner). Siffran innebär i genomsnitt 0,7 dödliga kollisioner för varje kraftledningskilometer per år. Kollisionssannolikheter som är betydligt över genomsnittet har observerats i våtmarker med mycket fåglar (*von Heijnis 1980, enligt Koistinen 2004*).

Koistinen (2004) har utifrån Koskimies undersökning (2005) uppskattat antalet kollisioner i t.ex. Pernåviken till högst 15 per kilometer. Pernåviken hör till de värdefullaste fågelvåtmarkerna i Finland. Ovan nämnda tal stämmer överens med den tidigare nämnda uppskattningen av genomsnittlig populationsrisk (0,7 kollisioner/km/år), eftersom kollisionsrisken ökas av att fågeltätheten i Pernåviken är större än genomsnittet. Kollisionsrisken minskas däremot av bland annat kraftledningens höga spänning (400 kV, dvs. tjockare och bättre urskiljbara ledningar). Även om Pernåviken och Hanhikivi på grund av olika geografiska lägen inte direkt kan jämföras, kan Koistinen (2004) uppskattning om kollisionsmängd anses ge en fingervisning även i fallet Hanhikivi.

Den centrala flyttkorridoren för fåglar som på låg flyghöjd flyttar över Hanhikivi sträcker sig enligt utredningar högst cirka 3 kilometer in i landet från den egentliga anläggningsplatsen. Utifrån Pernåviksexemplet skulle det totala antalet fågelkollisioner med kraftledningen därmed uppgå till cirka 45. Enligt vad man vet idag orsakar emellertid endast en liten del av kollisionerna att fågeln dör (*Alonso & Alonso 1999*).

Av de mest kollisionsbenägna arterna som flyttar över Hanhikivi har sångsvanen det största antalet individer; under vårflyttningen uppskattas antalet till högst cirka 11 000 i dagsljus och till cirka 3 300 på natten. Nattflyttningen sker på betydligt högre höjd än dagflyttningen, och man bedömer att kollisionsrisken för svanar som flyttar på natten är mycket liten. Cirka 70 % (7 700 fåglar) av svanarnas flyttning i dagsljus sker på under 40 meters höjd, och då är kollision med kraftledningarna möjlig. Endast ca 0,005 % av de sångsvanar som flög över ett kraftledningsområde kolliderade enligt Mathiasson (1999) med ledningar på ett område som var samlingsplats för svanar och där kraftledningen låg ofördelaktigt i förhållande till fåglarnas huvudsakliga flygriktning. I fallet Hanhikivi skulle motsvarande andel kolliderande sångsvanar innebära mindre än en kollision per vårflyttning. Enligt uppskattning uppgår antalet svanar som på hösten flyttar via Hanhikivi till högst 15 000 – inklusive nattflyttarna – av vilka cirka 20 %

30.10.2009

flyttar över havet längs med kusten. Det betyder att högst 12 000 svanar flyttar över området på hösten. Av dessa flyger 50 % över Hanhikivi på under 40 meters höjd. Om man utnyttjar Mathiassons (1999) beräkningssätt ger det, inklusive nattflyttarna, mindre än en kollision per flyttperiod. Även resultatet i Koskimies (2005) undersökning i Pernåviken stöder Mathiassons observation gällande sångsvanarnas ringa antal kollisioner med kraftledning.

Förutom flyttande svanar påträffas rikligt med svanar som rastar i eller kretsar kring Hanhikivi. I Takaranta har man som mest påträffat cirka 650 rastande svanar. Även om en del av de rastande fåglarna flera gånger flyger över Hanhikivi udde och korsar den planerade kraftlinjen, är den kollisionsrisk som detta medför totalt sett rätt liten.

Utifrån utredningar har man uppskattat att antalet mindre sångsvanar – som i fråga om kropps konstruktion och kollisionsbenägenhet motsvarar sångsvanar – endast utgör en bråkdel av antalet sångsvanar. Även för dessa arter finns en risk att de kolliderar med kraftledningen, men effekterna på arternas förekomst förblir t.ex. på populationsnivå totalt sett små.

För grågåsens del uppgår antalet fåglar som flyttar på våren och flyger på under 40 meters höjd över Hanhikivi udde till cirka 2 500 per år. På hösten flyttar grågässen över ett mer vidsträckt område och på högre höjd än på våren, vilket innebär att kollisionssannolikheten är mindre än på våren. Inte heller för grågäss bedöms kraftledningen ha betydande effekter, trots den ökade kollisionsrisken. Sädgässen flyttar till stor del på fastlandssidan, och på rätt hög höjd, så kraftledningen innebär ingen betydande olägenhet för arten.

På våren flyttar som mest cirka 7 000 tranor via Hanhikivi, av vilka uppskattningsvis hälften passerar Hanhikivi udde på hög höjd och på fastlandssidan. Cirka en fjärdedel, dvs. 1 800 tranor, flyger över Hanhikivi udde, och enligt observationer flyger cirka hälften av dessa på under 40 meters höjd. Om man tillämpar Mathiassons (1999) beräkningssätt för sångsvanar ger det mindre än en kollision per vår. Beräkningssättet kan anses ge en approximativ (arter av samma typ), men inte exakt uppskattning, då det finns skillnader mellan arterna gällande exempelvis beteende och väjningsförmåga. Tranornas höstflyttning riktar sig mot det inre av landet och sker vanligen på högre höjd än på våren, vilket innebär att risken för kollision med kraftledningen på Hanhikivi är mycket liten.

För andra arter förblir den kollisionsrisk som kraftlinjen medför enligt uppskattning liten, och den medför t.ex. inga betydande förändringar på populationsnivå. De totalt 45 fågelkollisioner per år som Koistinens (2004) beräkningssätt ger kan anses vara ett maxvärde för alla fåglar som flyttar eller häckar vid Hanhikivi. Antalet fåglar som dör till följd av kollisionerna är emellertid enligt uppskattning betydligt mindre, och effekterna på t.ex. populationsnivå är små.

Den planerade kraftledningen går över norra änden av Hietakarinlahti mot öster. Som en följd av verksamheten under den period kraftverksenheter byggs störs häckningsförhållandena för de ur skyddssynpunkt betydande arter som häckar i Hietakarinlahti eller på strandängarna norr om Hietakarinlahti (av direktivarterna: sångsvan, brun kärrhök, trana, grönbena, fisktärna, silvertärna). Om kraftledningen byggs mellan oktober och april kommer arternas häckning inte att störas av själva byggandet.

30.10.2009

Förbättrande av kraftledningens synlighet

Ledningsgatan på Hanhikivi udde löper i huvudsak i väst-östlig riktning. Det gör att solljuset inte träffar ledningen vinkelrätt i förhållande till fåglarnas flygriktning, och därigenom inte ens tillfälligt försämrar ledningens synlighet på grund av bländning.

Vid typiska kollisioner kolliderar fåglarna med kraftledningars åskledare, då dessa är tunnare än de egentliga fasledningarna och därmed svårare att se. Det har gjorts flera undersökningar om varningsmarkering av kraftledningar, och man har konstaterat att en markering i bästa fall mycket effektivt minskar fågelkollisioner. Till följd av varningsmarkeringar har fågelkollisionerna generellt minskat med cirka 30–60 %, främst beroende på fåglarnas ökade flyghöjd (*t.ex. Peltomäki & Peltomäki 1995, Janns & Ferrer 1998*). Upp till 90 % minskning av kollisionssannolikheter har emellertid observerats (*Morkill & Andersson 1991 och Koops 1991 enligt Koistinen 2004*).

Som markering används förutom varningsklot olika spiraler och varningstrådar som fästs i ledningarna. Man har dock konstaterat att dessa är betydligt ineffektivare än varningsklot (*t.ex. Pessa & Sulkava 1987, Janns & Ferrer 1998*). Ledningarna kan också isoleras med ett plasthölje i klar färg eller rentav målas i klar eller fluorescerande färg, vilket gör att ledningarnas synlighet förbättras även nattetid (*Koistinen 2004*).

De kraftledningar som byggs kommer att markeras med bästa tillgängliga teknik. Med tanke på Hanhikivi är det centralt att kraftledningarnas synlighet förbättras särskilt i Hietakarinlahti och i de närmaste områdena i Heinikarinlampi (som ingår i Natura 2000), vilkas avstånd till kraftledningarna som minst är cirka 200 meter.

Man kan ytterligare minska kraftledningarnas kollisionsverkningar genom att beakta det naturliga trädbeståndets styrande effekt på flyghöjden. Det innebär att man endast avlägsnar träd på nödvändiga ställen i kraftledningarnas omgivning, och på så sätt maximerar trädens höjande effekt på flyghöjden.

5.2. Simo

Överblicken över fågelbeståndet i Karsikko grundar sig på uppgifter som presenterats i MKB-beskrivningen jämte särskilda utredningar.

Tack vare de varierande livsmiljöstrukturerna omfattar fågelbeståndet på Karsikkoniemi många arter. Beståndet i de inre delarna av udden består främst av löv- och blandskogsarter. I sjön Karsikkojärvis omgivning förekommer också kärr- och våtmarksarter. Vid kusten utgör sjö- och måsfåglarna huvuddelen av beståndet, men även klart marina arter ingår. De öppna öarna utanför Karsikkoniemi är centrala häckningsplatser. Under flyttider flyger det tidvis rätt rikligt med bland annat sädgäss och tranor över Karsikkoniemi.

Enligt den riksomfattande observationsdatabasen Finlands fågelatlas har man inom Karsikkoniemi atlasruta (en 10*10 km stor fågelobservationsruta) observerat totalt 115 fågelarter, av vilka 61 med säkerhet häckar inom området. Atlasrutan omfattar emellertid förutom Karsikkoniemi även Maksniemi och Hepola, vilket betyder att alla arter som nämns i atlasinformationen inte nödvändigtvis förekommer just inom utredningsområdet på Karsikkoniemi.

I Karsikkoniemi har fågelinventeringar gjorts bl.a. 1996, 2004 och 2008. I inventeringarna 2008 och enligt fågelatlasuppgifterna påträffades 13 sådana arter som upptas i bilaga I till EU:s fågeldirektiv och som med säkerhet häckar inom

30.10.2009

området. Av de arter som klassificeras som sårbara enligt Finlands nationella klassificering av hotade arter häckar två arter inom utredningsområdet på Karsikkoniemi och åtta arter som klassificerats som missgynnade arter.

Fågelbeståndet i de inre delarna av Karsikkoniemi består främst av skogsarter. De gamla ängarna i området är till största delen skogbevuxna, och på dessa områden häckar typiska lövskogsarter, t.ex. blåmes. Sjön Karsikkojärvi och det omgivande, nästan orörda kärret bildar en egen helhet. Flera sjöfågelarter häckar vid sjön och i dess omgivning. Resten av skogarna på de inre delarna av Karsikkoniemi används till största delen för skogsbruk, och avverkningar är vanliga. Detta avspeglas också på områdets fågelbestånd. I de områden där det ännu finns gammalt trädbestånd häckar dock även bl.a. sådana arter som är typiska för gamla skogar, t.ex. spillkråkan.

Fågelbeståndet på kustområdena vid Karsikkoniemi omfattar arter som är typiska för Bottenvikens kustregioner. Av öarna och skären utanför Karsikkoniemi hör Laitakari, Länsikari, Junnankarit och Peurankallio till de viktigaste med tanke på fågelbeståndet (Bild 5-6). På Laitakari växer enhetlig björkskog, och fågelbeståndet på ön innefattar förutom sjö- och strandfåglar också många arter som är typiska för löv- och blandskogar. På Länsikari häckar ett mås- och tärnsamhälle. På Peurankallio häckar ett gråtrutsamhälle. På Junnankari häckar, förutom gråtrut och fisk- och silvertärna, även flera vadare och sjöfåglar. Vadare och sjöfåglar förekommer också på Karsikkoniemis kust, i synnerhet i Röyni och i området Heittokari-Kotakari-Teponlahti, som också utgör ett rast- och födoområde för andfåglar.

Det finns inga nationellt (FINIBA) eller internationellt (IBA) sett värdefulla fågelområden i planeringsområdet. Med tanke på fågelbeståndet är Karsikkojärvi, inklusive omgivning, samt skären och öarna utanför Karsikkoniemi de mest betydelsefulla objekten i det aktuella området. Länsikari, Laitakari, Junnankarit och Peurankallio är de viktigaste öarna. Även Korppikarinnokka norr om Laitakari är ett lokalt värdefullt objekt med tanke på fågelbeståndet. Området Röyni-Keppimatala öster om Karsikkoniemi och Kotakariviken väster om Karsikkoniemi är viktiga häcknings- och rastområden för sjöfågelbeståndet.

5.2.1. Häckningsbestånd

5.2.1.1. Fältinventeringar 2009

År 2009 gjordes en preciserande fågelinventering i Karsikkoniemi (*Rauhala 2009*) med syfte att för en preciserande konsekvensbedömning ge närmare information om de fågelarter som flyttar eller häckar i området.

Man undersökte häckningsbeståndet på det planerade kärnkraftverkets anläggningsområde, inklusive närliggande stränder och öar. I inventeringen beaktades också den planerade kraftledningens läge. Fågelinventeringen genomfördes tillsammans med fågelföreningen Kemin-Tornion Lintuharrastajat Xenus r.y. Föreningens ordförande Pentti Rauhala utförde inventeringarna och rapporterade resultaten.

Undersökningarna genomfördes enligt anvisningarna för fågelobservation av Helsingfors universitets zoologiska museum (*Koskimies & Väisänen 1988*).

Landfågelbeståndet undersöktes 8.6.2009 med hjälp av linjetaxering. Taxeringslinjen på 4,2 km koncentrerades till sjön Karsikkojärvi med omgivning, som är den för fågelbeståndet viktigaste delen i det inre av udden. Vid inventeringen antecknades både fåglarna i huvudfältet och fåglarna i

30.10.2009

undersökningsfältet. Biotoperna i huvudfältet var följande: blandskog 1 800 m, plantskog 900 m, kalhygge 650 m, barrskog 300 m, tallskog 250 m, myr 160 m, kärr 110 m och tallmyr 60 m.

Strandfågelbeståndet undersöktes genom kartering; man gick tre gånger längs stranden runt den södra ändan av Karsikko, från Keppimatala till Takalietteenlah-ti. Undersökningarna utfördes 18.5, 6.6 och 17.6.2009. Den undersökta stranden är cirka 6,9 km lång. I undersökningen antecknades de på stranden och små närliggande skär häckande sjöfåglarna, vadarna och måsarna, och av sparvfåglar sädesärlan, sävsångaren och sävsparven. Dessutom antecknades de arter som inte påträffades vid linjetaxeringen eller som endast påträffades i liten omfattning.

Häckningsbeståndet vid sjön Karsikkojärvi och det omgivande träsket undersöktes genom kartering; alla fågelpar som häckade i området räknades. Undersökningarna utfördes 15.5, 4.6 och 18.6.2009.

I en öinventering undersöktes fågelbeståndet på följande öar genom kartering: Laitakari, Keppimatala, Junnankarit, Länsikari, Peukanmatala och Peurankallio. Inventeringarna utfördes 23.5, 5.6 och 19.6.2009.

I anslutning till områdets landskaps- och generalplanläggning utfördes dessutom fågelinventeringar på Karsikkoniemi, och de gällde det utrotningshotade och mer krävande beståndet av häckande fåglar (*Suomen Luontotieto Oy 2009*). Inventeringarna utfördes 8.6.2009 och 15.6.2009 genom karteringsinventering. Också resultaten av fågelinventeringarna i anslutning till planläggning har beaktats när projektets effekter för områdets fågelbestånd har evaluerats.

5.2.1.2. Utredningens resultat

I det planerade anläggningsområdet och dess omedelbara närhet påträffades 72 häckande fågelarter. Man har uppskattat antalet landfåglar genom att utnyttja artspecifika korrigeringskoefficienter enligt hörbarhet, som beräknats utifrån riksomfattande linjetaxeringar (*Väisänen et al. 1998*). Utgående från undersökningen är öarna Keppimatala, Junnankarit, Länsikari och Peurankallio samt Karsikkojärvi kärrområde värdefulla häckningsområden (Bild 5-6). På alla dessa platser häckar fågelarter som är viktiga ur skyddssynpunkt.

30.10.2009

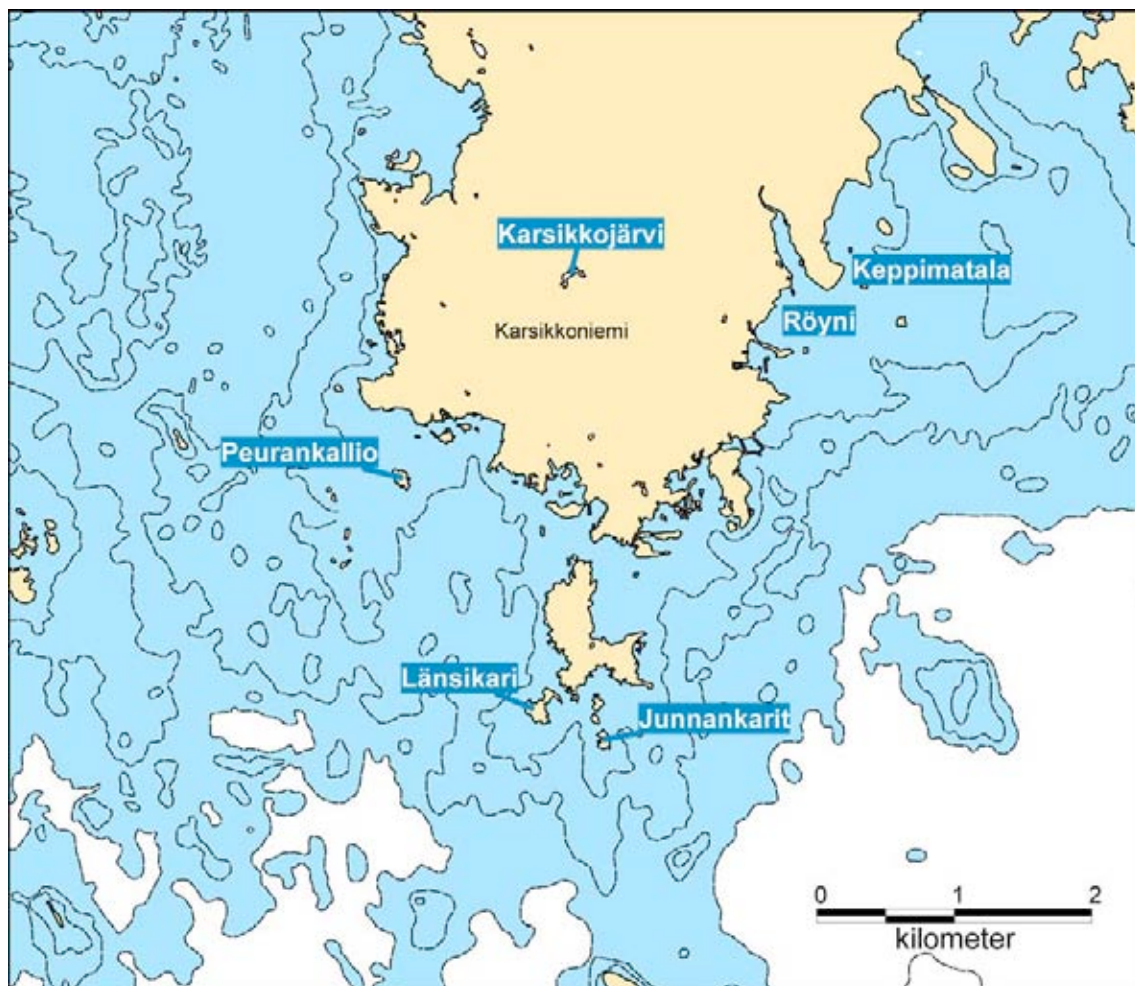


Bild 5-6. Överblick över de för fågelbeståndet centrala områdena i Karsikkoniemi.

Nedan presenteras grundläggande artspecifika resultat av observationer under häckningstider i 2009 års utredning.

Sångsvan

Sångsvanen häckade 2008 i Karsikkojärvi, men 2009 observerades ingen häckning. Ett par fanns dock här under häckningsperioden.

Grågås

Tre par häckade på Peurankallio. Mindre grågåsflockar kunde ofta ses kretsa i närheten av stranden.

Andfåglar

Mest simänder fanns det i området mellan Halttari och Saittakari, och där observerades också den i Karsikko mer sällsynta skedanden och årtan. Bläsand, kricka och gräsand har ofta sina bon längre in från stranden. Viggen häckar främst på öarna och i Karsikkojärvi, småskrake till och med under hus och i strandbuskar, och knipa i holkar.

Rovfåglar

Av hökar och falkar påträffades endast fiskgjuse vid inventeringarna, och den häckar fortfarande i området. Man vet var häckningsplatsen är belägen. Tidigare

30.10.2009

år har åtminstone sparvhök och tornfalk samt hök- och pärluggla påträffats häckande i undersökningsområdet.

Hönsfåglar

Den synligaste hönsfågeln i området var orren. Vid en strandinventering påträffades två orrtuppar i närheten av Halttari. Flera dagar på våren påträffades orrtuppar i spel i Röyni, den andra maj var de som mest, hela 14 stycken. Förutom vid inventeringen på anläggningsområdet påträffades järpe på två andra ställen. Endast en individ av ripa observerades på Laitakari, men av spillningen att döma förekommer de också på andra håll i utredningsområdet. Vid inventeringarna påträffades inga tjädrrar, men enligt befintliga observationsdata har tjädern hört till beståndet i området.

Trana

År 2009 häckade ett tranpar vid Karsikkojärvi. Ett annat, uppenbarligen icke häckande par påträffades vid Peurajärvi.

Vadare

Arter som är nära knutna till havet var strandskata, rödbena, drillsnäppa och roskarl. Enkelbeckasin häckar på stranden och vid Karsikkojärvi samt i små våtmarker. Storspov trivs bäst på stränder och vid Karsikkojärvi, gluttsnäppa på kalhyggen, skogssnäppa i små våtmarker och morkulla i skogar. Grönben häckar bara vid Karsikkojärvi.

Måsar

En koloni på 20–30 par dvärgmåsar har redan länge häckat på Länsikari. På två av öarna i utredningsområdet finns skrattmåssamhällen: på Keppimatala 50 par och på Länsikari 20 par. Fiskmåsar häckar mest i omgivningen kring Halttari och på Länsikari. Tre par av den utrotningshotade silltruten påträffades på Länsikari. Gråtrutar fanns mest på Peurankallio (32 par) och ett samhälle med cirka 10 par på Junnankari och Länsikari. Av fisk- och silvertärna fanns det endast små samhällen, som mest knappt 10 par på Junnankari och Länsikari.

Ringduva

Ringduvor observerades särskilt i omgivningen kring Karsikkojärvi.

Gök

Göken häckar vid sjön Karsikkojärvi. Arten har nästan försvunnit från området intill havskusten i Kemi-Simo, men i ödsliga myrmarker är den fortfarande allmän.

Hackspettar

De mest betydande observationerna för denna artgrupp var två separata observationer av göktyta, som minskat klart de senaste åren. Spillkråka påträffades inte vid inventeringarna, men den har flera år häckat i området.

Sparvfåglar

På Laitakari finns ett stabilt bestånd av stenskvätta. Andra häckningsplatser var Halttari, Korppikarinnokka och Peurankallio. Med undantag för den yttre skärgården är arten numera en rätt sällsynt häckare i Kemi-Torneå-trakten.

I närheten av fiskehamnen gjordes en observation av ortolansparven, som nästan försvunnit från Kemi-Torneå-trakten.

30.10.2009

Största delen av rödstjärtarna, de svartvita flugsnapparna, blåmesarna och talgoxarna häckar i holkar och endast i mindre utsträckning i murkna träd, som det finns rätt lite av i Karsikko.

5.2.2. Flyttfågelbeståndet

5.2.2.1. Fältinventeringar 2009

Vårflyttningen i Karsikko observerades 2009 på Röyni udde, som ligger nära Karsikko fiskehamn. Från Röyni har man obehindrad utsikt över havet, så observationerna av fåglar som flyger över Karsikko blir mycket exakta. Observationen av flyttningen genomfördes tillsammans med fågelföreningen Kemin-Tornion Lintuharrastajat Xenus r.y. (*Rauhala 2009*).

Observationen av vårflyttningen förlades till flytttopparna. Den viktigaste av dessa är flyttningen av så kallade storväxta arter mot slutet av april. Då flyttar huvudparten av bland annat sångsvan, grå- och sädgås, skarv, trana, de vanligaste falkarna och hökarna samt flera av de tidigaste sparvfåglarna och vadarna. En annan intressant period är slutet av maj, då de arktiska fåglarna flyttar. Den arktiska flyttningen i denna avlägsna del av Bottniska viken är förvisso anspråkslös jämfört med t.ex. Finska viken, men under toppdagarna är det också vid Bottenviken möjligt att se stora mängder lomfåglar, sjöorrar och svärter.

Under fyra dagar observerades vårflyttningen samtidigt på en jämförelseplats, som är känd som en bra plats för observation av flyttning. Tre av dagarna var jämförelseplatsen Eljärv i Keminmaa några kilometer in i landet, och vid observationen av arktisk flyttning 21.5 Ykskuusi vid havskusten i Simo. På så sätt fick man jämförelsematerial för att relatera flyttningsintensiteten i Karsikko till flyttningen i de omgivande områdena.

Vårflyttningen observerades på följande datum: 22.4, 24.4, 25.4, 2.5, 16.5 och 21.5.2009. Den jämförande observationen utfördes enligt följande: Eljärv i Keminmaa 25.4, 2.5 och 16.5.2009 samt Ykskuusi i Simo 21.5.2009.

5.2.2.2. Utredningens resultat

Utredningen 2009 gav ny information om flyttningens intensitet och Karsikkos betydelse som flyttningsrutt på våren; man jämförde antalet flyttare med observationerna i Eljärv i Keminmaa, som ligger något längre in i landet, och med Ykskuusi udde i Simo. Det fanns stora skillnader i flyttningsintensitet mellan olika fågelgrupper. Arter som föredrog fastlandet och grupper med ringa flyttning i Karsikko jämfört med jämförelseplatsen var sädgås, hökar och falkar, storspov och sparvfåglar. Av dessa är det bara en liten del som flyttar över havet. Sjöfåglar, måsar och tärnor flyttar däremot gärna också över havet. När det gäller antalet sångsvanar, grågäss, skarvar, tranor och små vadare fanns det inte stora skillnader mellan de olika observationsplatserna. Det förvånansvärt stora antalet grågäss vid Eljärv förklaras av närheten till havet.

Havskusten är den viktigaste flytttrutten. Kusten som vid Ijo ännu löper i nord-sydlig riktning vänder vid Simo mot väst-nordväst. På våren vill fåglarna emellertid flyga mot norr, varför en betydande del vänder mot inlandet mellan Ijo och Simo (Bild 5-7). Under fågelinventeringen observerades detta tydligast bland sjöorrar och svärter; stora flockar flög in över fastlandet öster om Ykskuusi, cirka fem kilometer nordost om observationsplatsen.

30.10.2009

En del av de fåglar som följer kusten fortsätter ännu förbi Simo mot Kemi. Merparten av dessa flyttare passerar Karsikko på fastlandssidan 3–4 kilometer norr om observationsplatsen.

På våren går den viktigaste flyttrutten vid Karsikko längs kusten. De synligaste flyttarna på rutten är änder och måsar. Av dessa flög särskilt måsar också över Karsikkoniemi udde. Om man beaktar alla arter var vårflyttningen i de inre delarna av udden trots allt relativt liten.

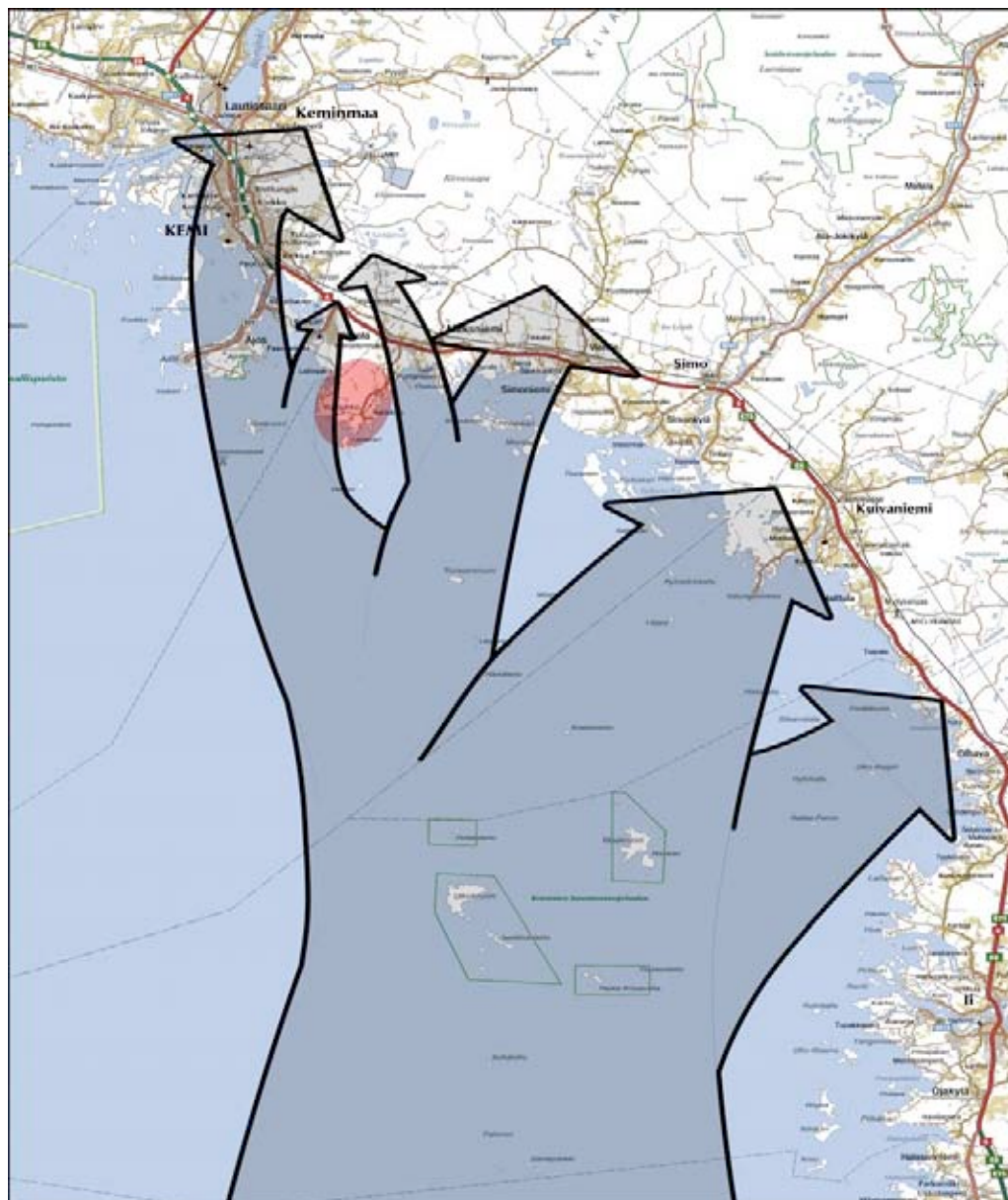


Bild 5-7. Överblick över vårflyttningens normala riktningar på kustområdet mellan Ijo och Kemi.

Nedan presenteras grundläggande artspecifika resultat av observationer under vårflyttningen 2009.

Sångsvan

Antalet flyttande sångsvanar var ungefär det samma i Karsikko och på jämförelseplatsen, vilket tyder på att de inte automatiskt följer en viss rutt i

30.10.2009

flyttningen, t.ex. havskusten. Sett från observationsplatsen i Karsikko flyttade största delen av sångsvanarna på fastlandssidan. Flyghöjden var alltid under 100 meter.

Sädgås

Sädgäss flyttar hellre över fastlandet, och därför sågs få av dem i Karsikko jämfört med jämförelseplatsen i Elijärvi. De observerade sädgässen flyttade på under 200 meters höjd.

Grågås

Grågåsen har blivit betydligt vanligare de senaste åren, och observerades i ungefär samma utsträckning som sädgåsen. Grågåsen flyttar gärna även över isvidder. En del av grågässen fortsatte förbi Karsikko på under 200 meters höjd, en del på låg höjd längs med kusten i båda riktningar.

Sjöfåglar (med undantag för arktiska arter)

De observerade antalen var små, vilket antagligen berodde på att de flesta sjöfågelarter huvudsakligen är nattflyttare. Havet var igenfruset vid Karsikko fram till mitten av maj. Först efter detta förekom det isfria ställen vid stränderna i Karsikko. De talrikaste flyttarna var knipa och vigg. Särskilt knip- och storskrakehannar flyttade ännu i slutet av maj, efter att vårflyttningen var över, till ruggningsplatser som inte ligger vid Karsikkos stränder.

Arktiska sjöfåglar (sjöorre, svärta, alfågel och bergand)

Man vet att huvuddelen av de arktiska sjöfåglarna som flyttar på den finska sidan av Bottenviken vänder mot inlandet vid kusten mellan Ijo och Simo. Den nordligaste samlingsplatsen ligger utanför Simo skärgård, söder om Karsikko, kring området mellan Koivuluoto och Tiuranen. Den sista observationsdagen 21.5 var de arktiska sjöfåglarnas flyttning som livligast. På kvällen observerades sjöorreflockar flyga iväg från sina rastplatser mot inlandet vid Ykskuusi udde, platsen för jämförande observation. Fåglarna cirklade först för att få höjd och flög sedan iväg på hög höjd mot inlandet. Huvudparten av flockarna passerade med andra ord Karsikko på långt avstånd på inlandssidan. Endast ett tiotal sjöorrar och svärter flög på låg höjd längs kusten förbi observationsplatsen i Röyni. Andra arktiska sjöfåglar påträffades inte i Karsikko.

Lomfåglar

Man vet också att huvudströmmen av vårflyttande arktiska lomfåglar kommer till kusten mellan Ijo och Simo och här vänder mot inlandet. I Kemi har livlig flyttning endast observerats ett par vårar.

Lomfåglarnas livliga flyttning sträckte sig våren 2009 undantagsvis ända till den innersta delen av Bottenviken. Den livligaste flyttningdagen 18.5.2009 räknade man till 487 flyttare vid Ajos i Kemi, nordväst om Karsikkoniemi. Fåglarna kom från havet och flög på hög höjd (över 200 m). I Karsikko påträffades under flyttobservationsdagarna endast 21 lomfåglar, och också de kom från havet och flög över udden på hög höjd. På jämförelseplatsen i Ykskuusi var det något livligare; 37 lomfåglar påträffades och även de flög på hög höjd.

Skarv

Största delen av de skarvar som flyttar via den nordliga delen av Bottenviken flyttar till Ishavet, men unga fåglar är inte ovanliga till havs även på sommaren. En del av flockarna vänder in mot fastlandet mellan Ijo och Simo, men man kan varje år se flyttande skarvar på hela kustområdet ända upp till Torneå. Nästan alla skarvar som observerades i undersökningen flög på långt avstånd på

30.10.2009

fastlandssidan och var på väg in från havet mot inlandet på hög höjd. En del av dem sågs också vid Elijärvi, jämförelseplatsen i inlandet. Under observationsdagarna flyttade inga skarvar över Karsikko, men tidigare år har de setts flytta här.

Rovfåglar

Våren 2009 observerades endast ett fåtal rovfåglar i Kemi-Simo-trakten. I Karsikko påträffades endast enstaka flyttare. Vid jämförelseplatsen i Elijärvi sågs åtta gånger fler hökar och falkar än i Karsikko. Orsaken till den stora skillnaden är att rovfåglar på våren hellre flyttar över land, och inte över öppna isvidder.

Trana

Man fick en bra uppfattning om tranans flyttning eftersom det fanns observationer under flyttningens viktigaste dagar. En del av tranorna tar en "genväg" över havet från Uleåborgstrakten till det innersta av Bottenviken, så man såg ungefär lika många tranor i Karsikko som i Elijärvi. Den största flocken på 60 tranor kom från havet och fortsatte på cirka 100 meters höjd mot norr längs med stranden vid Karsikko. Flest tranor flyttade ändå långt norrifrån på fastlandssidan.

Vadare

Från Karsikko sett går vadarnas främsta flyttrutter längre österut över fastlandet. Tydligast märktes detta i storspovarnas flyttning; under tre jämförelsedagar såg man endast 12 storspovar i Karsikko, men så många som 335 i Elijärvi. För de mindre vadarna blev antalet observationer så få att det inte gick att göra en jämförelse mellan observationsplatserna. Största delen av vadarna flög på låg höjd längs med strandlinjen. Alla små vadare som flög över Karsikko flög på över 200 meters höjd, men storspovarna flög lägre.

Måsfåglar

Måsfåglarna hörde till de synligaste fåglarna i Karsikko under observationen av vårflyttning. Det fanns betydligt fler som vistades och kretsade utanför Karsikko och över havet än i Elijärvi. Även över Karsikko skedde viss flyttning, vanligen på under 200 meters höjd. Merparten av de kretsande skratmåsarerna ingick i ett bestånd som häckade på ett skär vid det intilliggande Keppimatala. Tärnorna flög främst långt ut till havs.

Ringduva

De bästa flyttdagarna flög det rätt rikligt med ringduvor över Karsikko, även om deras antal endast uppgick till cirka hälften av dem som observerades vid Elijärvi. De flög vanligen på låg höjd över skogen, något ovanför trädkronorna.

Kråkfåglar

Kråkfåglarna omnämns separat eftersom deras flyttningsbeteende skiljer sig från andra sparvfåglars. Det fanns kråkor kring fiskehamnen nästa varje observationsdag, som mest 20 individer. Den största flocken med kretsande kråkor bestod av 11 individer. I skogarna i Karsikko påträffades också kråkor som förberedde häckning.

Sparvfåglar

Småfågelflyttningen i Karsikko var rätt liten. De livligaste flyttdagarna 25.4 och 2.5 observerades 44 individer i Karsikko och 516 individer i jämförelseområdet Elijärvi. Trastarnas mest synliga flyttning skedde 2.5.2009, då man observerade 253 individer i Elijärvi, men endast 18 i Karsikko. Inte heller sparvfåglar flyger gärna över havet.

30.10.2009

5.2.3. Projektets konsekvenser

Fågelinventeringarna i Karsikko 2008 och 2009 var heltäckande, och det erhållna observationsmaterialet ger en bra bild av fågelbeståndet i området med tanke på en konsekvensbedömning.

Resultaten från de kompletterande fågelinventeringarna bekräftar de i MKB-beskrivningen tidigare framförda uppfattningarna om var i Karsikko de för fågelbeståndet värdefulla områdena är belägna samt om konsekvenserna för dem. De områden som förändras mest till följd av projektet ligger i de inre delarna av Karsikkoniemi udde, där det med undantag för Karsikkojärvi inte finns några för fågelbeståndet betydelsefulla platser. Skogarna på de inre delarna av udden är typiska ekonomiskogar, utan några nämnvärda fågelvärderna.

Projektet får också konsekvenser för Laitakari och Korppikarinnokka, som är objekt som måste beaktas med tanke på bland annat strandfågelbeståndet. De effekter som uppstår under byggandet av hamnkajen berör främst Prusinperä, som inte är något exceptionellt representativt objekt vad gäller fågelbeståndet. Effekterna under byggperioden beror på att levnadsförhållandena förändras och på ökade störningar till följd av byggarbetena.

Antalet sjö- och strandfågelpar i Karsikkojärvi kommer sannolikt att minska under byggperioden till följd av de ökade störningarna. Av arterna i fågeldirektivet berör konsekvenserna särskilt sångsvan, trana och grönben. Man försöker lindra konsekvenserna för Karsikkojärviområdet genom att förlägga ledningsgatan så att den tar en omväg runt sjön. Byggverksamheten påverkar fågelbeståndet på Laitakari och måssamhället på Länsikari närmast i form av ökad störning. Av arterna i fågeldirektivet berör konsekvenserna för Laitakari särskilt orre, fisktärna och silvertärna.

Värmeeffekten av kraftverkets kylvatten kan lokalt i kylvattnets verkningsområde påverka sjöfåglarnas levnadsförhållanden på så sätt att det i kylvattnets verkningsområde även på vintern finns ett i genomsnitt några kvadratkilometer stort isfritt område, som sjöfåglarna kan utnyttja som rast- och födoområde. Som en följd av värmeeffekten är det möjligt att till exempel arter med fisk som föda – så som fisktärna och silvertärna – får bättre möjligheter att skaffa näring, och att häckningstidpunkten för sjö- och strandfåglar infaller tidigare i kylvattnets verkningsområde. Häckningstidpunkten beror emellertid också på andra miljöfaktorer i området.

5.2.4. Kraftledningarnas konsekvenser

Den i MKB-beskrivningen presenterade bedömningen av kraftledningarnas konsekvenser för fågelbeståndet kompletteras nedan utifrån de nya uppgifter som erhållits 2009. Den planerade kraftledningen går öster om och delvis över sjön Karsikkojärvi mot norr, främst i syd-nordlig riktning.

Kraftledningarnas konsekvenser har allmänt presenterats ovan, i avsnittet om Pyhäjoki (se kapitel 5.1.5).

Kraftledningarnas konsekvenser i Karsikkoniemi

Inga flyttande fåglar har flytttrutter som går via Karsikkoniemi och som t.ex. skulle samla kollisionsbenägna arter. En stor del av de fåglar som flyttar norrut över Bottenviken vänder redan mellan Ijo och Simo mot inlandet, vilket innebär att Karsikkoniemi ligger norr om den livligaste flytttrutten. Arter som föredrar fastlandet och grupper med liten flyttning i Karsikko var sädgås, hökar och falkar, storspov och sparvfåglar. Utifrån tidigare observationsuppgifter vet man att också

30.10.2009

höstflyttningen i norra delen av Bottenviken är rätt splittrad, och det finns inga klara tecken på att flyttningen skulle koncentreras till Karsikkoniemi.

En del av sångsvanarna och tranorna flyttar via Karsikkoniemi. Enligt observationer är tranornas flyghöjd vanligen cirka 100 meter när de flyger över Karsikkoniemi. Sångsvanarna håller vanligen en flyghöjd på under 100 meter här. En betydande del av de flyttande fåglarna passerar emellertid Karsikkoniemi på fastlandssidan.

Kraftledningarna går i samma riktning som den huvudsakliga flyttriktningen, dvs. syd-nordlig. Detta minskar kollisionsrisken för fåglarna. Man kan ytterligare minska kollisionsrisken genom att förse kraftledningarna med lägre så kallade portalstolpar (Bild 5-4) vilket ger en klart lägre totalhöjd än med så kallade Tannenbaum -stolpar. Å andra sidan kräver portalstolparna bredare ledningsgator, vilket gör att de direkta ändringarna i livsmiljön blir mer omfattande. Detta gäller närmast det för fågelbeståndet centrala området kring sjön Karsikkojärvi. I övrigt har de inre delarna av Karsikkoniemi udde ett anspråkslösare fågelbestånd, och man bedömer att byggandet av kraftledningarna inte kommer att ha några betydande konsekvenser för fågelbeståndet.

Utredningarna 2009 bekräftade för sin del den i MKB-beskrivningen presenterade observationen enligt vilken fiskgjusens nuvarande häckningsplats ligger inom området för de planerade kraftledningarna vid Karsikkojärvi. Häckningsplatsen skulle försvinna om kraftledningarna byggdes enligt den då planerade ruten. För att bevara häckningsplatsen kommer ruten emellertid att planeras så att den gör en omväg kring den nuvarande häckningsplatsen. Häckningsmiljön för de svanar och tranor som häckar vid Karsikkojärvi försvagas till följd av den ökade kollisionsrisken. Man går därför in för att lindra konsekvenserna för fågelbeståndet i Karsikkojärvi genom att planera kraftledningarnas rutt så att den gör en omväg kring sjön.

Förutom genom valet av stolpmodell kan man minska kollisionsrisken genom att markera kraftledningarna med bästa möjliga teknik, t.ex. varningsklot. De mest kritiska konstruktionerna med tanke på fågelkollisioner är ledningsgatans översta åskledare, och genom att förse dem med varningsklot kan kollisionsrisken effektivt minskas (t.ex. Koskimies 2005).

Som markering används förutom varningsklot olika spiraler och varningstrådar som fästs i ledningarna. Man har dock konstaterat att dessa är betydligt ineffektivare än varningsklot (t.ex. Pessa & Sulkava 1987, Janss & Ferrer 1998). Ledningarna kan också isoleras med ett plasthölje i klar färg eller rentav målas i klar eller fluorescerande färg, vilket gör att ledningarnas synlighet förbättras även nattetid (Koistinen 2004).

6. PRECISERING AV INFORMATIONEN OM FISKENS REPRODUKTIONSOMRÅDEN

I detta kapitel presenteras resultaten från de fiskbeståndsutredningar som utförts under sommaren och hösten 2009. Redogörelserna har gjorts för att bemöta kravet på tilläggsutredning nummer 7 i avsnitt 4.13.1 i utlåtandet från arbets- och näringsministeriet. En plan om utförandet av redogörelserna har skickats till ministeriet den 9 april 2009 (bilaga 3A1 till ansökan om principbeslut). I detta kapitel presenteras resultaten av de planenliga utredningarna.

"En redogörelse och en plan för det sätt på vilket de brister i bakgrundsuppgifterna, särskilt i fråga om fiskarnas fortplantning och tillförlitliga uppgifter om deras reproduktionsområden, som Vilt- och fiskeriforsknings-

30.10.2009

institutet efterlyst i sitt utlåtande ska kompletteras. Utöver detta ska man före den 31 augusti 2009 lämna in en preciserande utredning med en noggrannare kartläggning av de viktigaste fiskarnas reproduktionsområden inom projektets verkningsområden så att kartläggningen också stöder sig på lokala fältobservationer. Vid behov ska man presentera en fortsatt plan på längre sikt för den del av utredningen som innehåller fältobservationer. Eventuella preciseringar eller ändringar av MKB-beskrivningens uppskattningar om konsekvenserna för fiskbeståndet vilka följer av kartläggningen ska också rapporteras."

Kartläggningarna av reproduktionsområdena fokuserade i enlighet med ANM:s krav på det område som man bedömer påverkas av projektet. Metoderna för och resultaten av utredningarna som utförts för att komplettera uppgifterna om fiskens reproduktionsområden har närmare beskrivits i bilaga 3A1 till ansökan om principbeslut samt i den särskilda utredningen. (Pöyry Energy Oy & Kala- ja vesitutkimus Oy 2009).

6.1. Pyhäjoki

6.1.1. Intervjuer med yrkesfiskare

Utredningen har gjorts genom personliga intervjuer av fiskare i arbets- och näringscentralens register som idkar fiske inom cirka fem kilometers radie från utsläppsområdet av kraftverkets kylvatten.

Utanför Hanhikivi udde, inom fem kilometers radie från det planerade utsläppsområdet för kylvatten fiskade 15 yrkesfiskare som finns i AN-centralens register. Tre fiskare var yrkesfiskare i huvudsyssla och de övriga var binäringsfiskare. Samtliga fiskade med nät. 3 fiskare idkade ryssjefiske.

De intervjuade yrkesfiskarnas totalfångst utanför Hanhikivi var under åren 2007-2008 cirka 9-10 ton, varav i genomsnitt 40 % var vandringsik, 26 % sandsik, 12 % lax och 11 % abborre. Fångsten per fiskare var liten, eller knappa 700 kilo. Vid betraktelse av den totala fångsten bör noteras att den återspeglar dagens situation då ryssjefisket har begränsats. I synnerhet laxfångsten kunde vara en annan utan fiskebegränsningar.

Enligt fiskarna kommer den vandringsfisk som fångas utanför Hanhikivi fram till Hanhikivi och simmar via Kultalanlahti vik antingen medsols eller motsols beroende på strömningssituationen (Bild 6-1). Man kan fiska på området med ryssjor från båda riktningarna i förhållande till ryssjearmarna. Huvuddelen av fisken vandrar norrut längre ut på havet utanför strandfiskeområdena. I synnerhet för laxfisket har området utanför Pyhäjoki-Brahestad aldrig varit något särdeles viktigt fiskeområde.

Fiskarna anser att det varma kylvattnet kommer att ändra vandringsfiskens vandringsrutter i närheten av Hanhikivi. Detta orsakar försämrade fångstbarhet på fångstplatserna. Enligt fiskarnas åsikt har kylvattnet, trots lokala olägenheter, ingen märkbar inverkan på bestånden av norrut vandrande lax och vandringsik och inte heller på de bestånd av vandringsfiskar som i mindre utsträckning stiger i Pyhäjoki älv.

Enligt fiskarna är betydande lekområden för sandsik, siklöja och strömming bland annat områdena norr om udden Hanhikivennokka, Maanahkiainen och de grunda vatten utanför Lohikari. Enligt fiskarna är i princip nästan alla grunda vatten och strandområden utanför Hanhikivi (1-6 meter djupa) potentiella lekområden för sandsik, siklöja och strömming.

30.10.2009

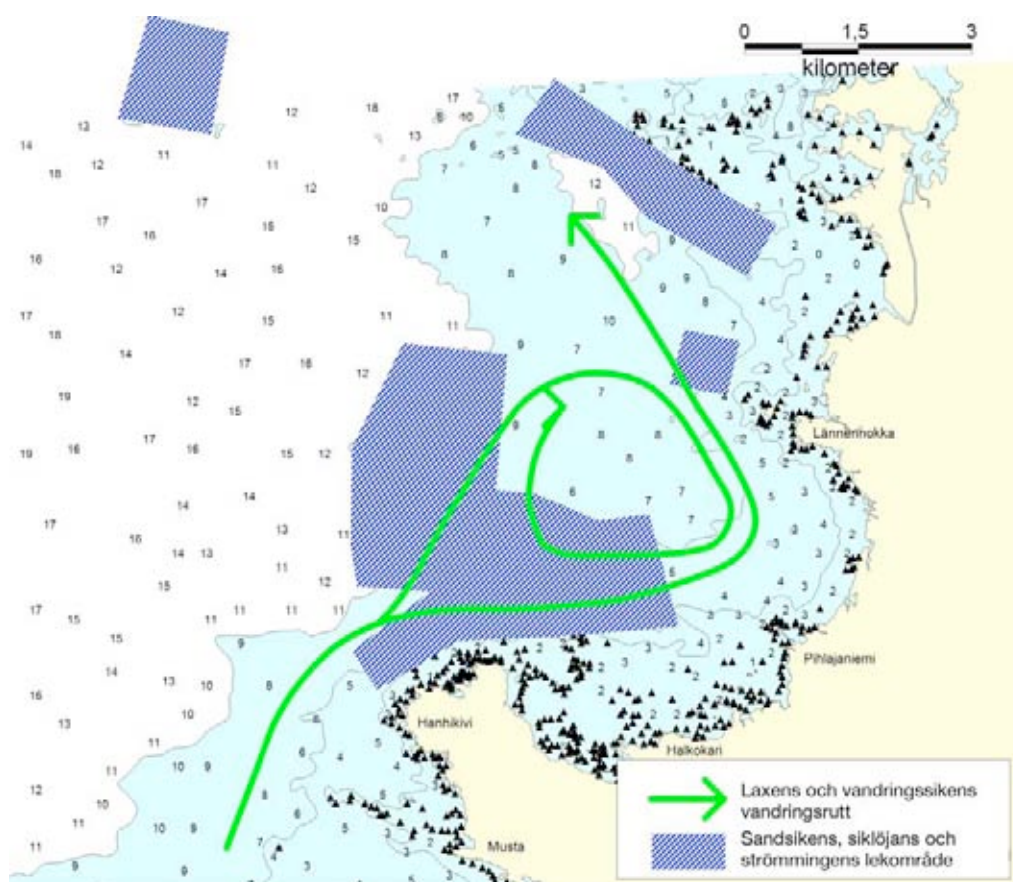


Bild 6-1. Laxens och vandringsikens vandringsrutter (gröna pilar) samt sandsikens, siklökens och strömmingens lekområden (blå områden) såsom de framställts i intervjuerna med yrkesfiskare.

6.1.2. Förfrågan till yrkesfiskare

Förfrågningsen skickades till 25 fiskare i grupp 1 och 2 som eventuellt fiskar i området (Bild 6-2). I förfrågningsen deltog fiskare som är bosatta i Pyhäjoki och Brahestad samt kustfiskarna som angett att de fått fångst i fiskerutorna 15 och 16 samt ägarna till fiskefartyg som anmäler sin fångst med fiskedagbok. 15 fiskare svarade på förfrågningsen, och posten returnerade en förfrågan vilket innebär att svarsprocenten var 62,5 %. Ingen av de svarande fiskade på området i huvudsyssla, två var binäringsfiskare. 13 av svarandena fiskade inte alls på området.

De fiskare som svarade på förfrågningsen fick år 2008 litet under 16 000 kg fångst. Den vanligaste fångstarten var strömming och enbart dess andel var över 9 000 kg. En hel del sik fångades också (ca 3 500 kg sandsik och 1 000 kg vandringsik). Fiskarna uppgav att de fångat sammanlagt 10 kg havsharr i juni och augusti.

Fiskarna uppgav att sandsik och strömming leker på området (Bild 6-2). Det förekom inexactheter i sätten att framställa lekområdena, men det verkar som om lekområdena är jämnt utspridda längs kusten inom utredningsområdet. Fiskarna svarade inte på frågan om fiskens vandringsrutter.

30.10.2009

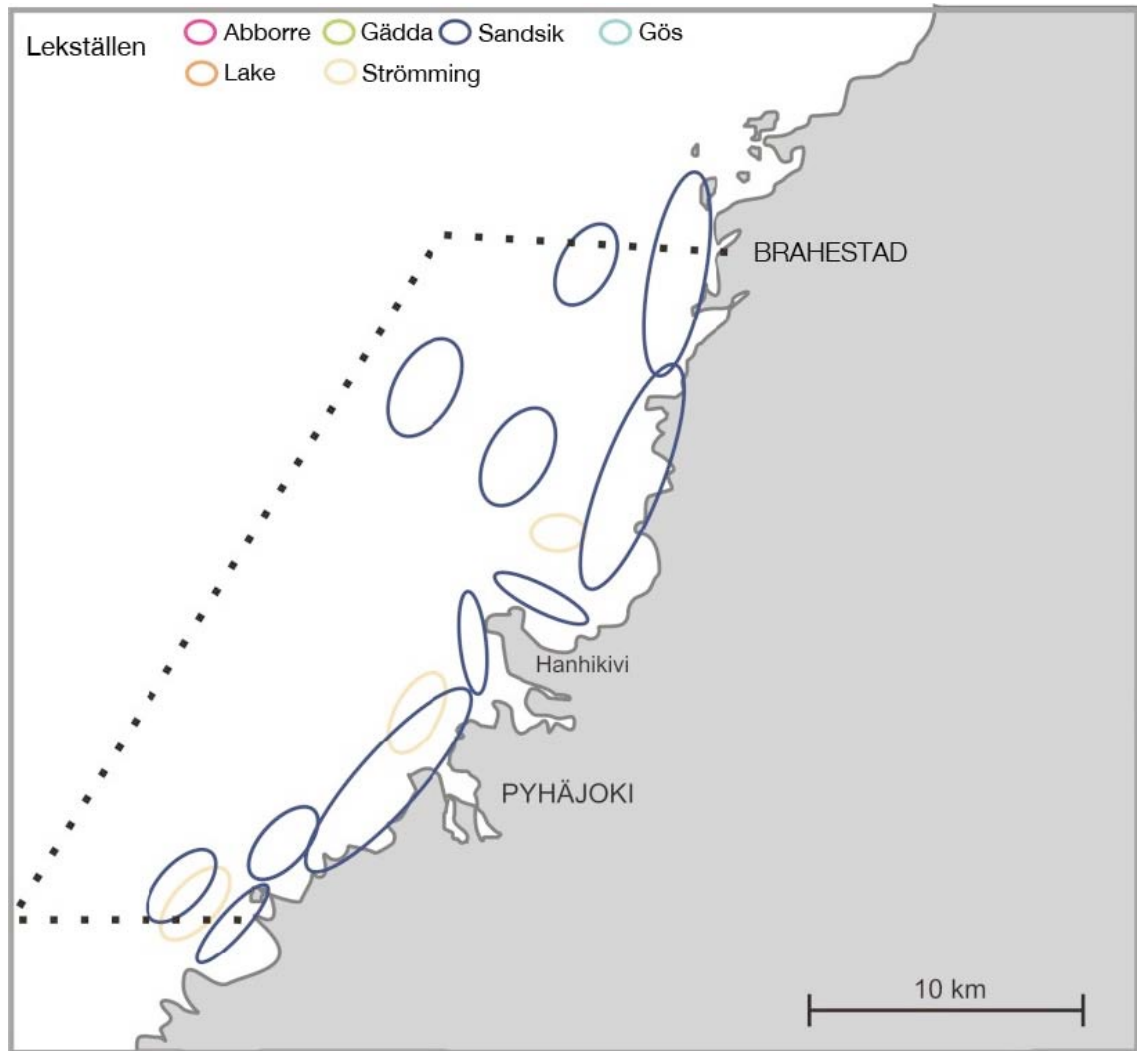


Bild 6-2 Fiskens lekområden enligt de fiskare (n=2) som svarade på förfrågningen till yrkesfiskare. Området för utredningen markerat med streckad linje.

6.1.3. Kartläggning av reproduktionsområden för gädda och lake

I Pyhäjoki kartlades reproduktionsområdena för gädda och lake med håv i stället för secchiskiva. Ändringen i metoden gjordes då stränderna i Pyhäjoki havsområde var mycket grunda för användning av secchiskiva. Dessutom var håvande av fisken en behändigare metod jämfört med secchiskiva och skopa för att utreda områdets vårtida fiskebestånd. Som testområden utsågs på basis av kartmaterial och flygbilder vasstränder som eventuellt skulle lämpa sig för gäddans och lakens fortplantning och där det ytterligare skulle finnas kvar vass från förra året på våren då gäddan har lektid. På basis av granskningen utsågs åtta provområden för utredningen.

Under fältbesöken märkte vi att samtliga för utredningen utsedda provområden lämpade sig dåligt eller var helt olämpliga för gäddans fortplantning, närmast på grund av långgrunda stränder och bristen på växtlighet under fortplantningsperioden. På provområdena utfördes för säkerhets skull håvningar, men inga gäddyngel påträffades. Under utredningen påträffades inte heller lakyngel, vilket

30.10.2009

tyder på att stränderna lämpar sig dåligt även för lakens reproduktion. Enligt utredningen med yrkesfiskarna i Pyhäjoki havsområde är lakfångsterna små.

På basis av denna utredning verkar det som gäddorna och lakarna förökar sig i Bottenviken i synnerhet i floder, bäckar och diken som utmynnar i havet samt i grunda flador ifall omständigheterna är lämpliga för fortplantning.

6.1.4. Notning av sik- och siklöjeyngel

I Pyhäjoki utfördes notfiske av sik- och siklöjeyngel tre gånger under tiden 20.5–13.6 på sex olika provområden. Dessutom undersöktes ett provområde med håvmetod. I Pyhäjoki och dess närområden utplanteras årligen nykläckta vandringsik- och siklöjeyngel, vilka kan synas också i resultaten av notdragningen. Eftersom de planterade ynglen var små då de planterades syns de emellertid antagligen inte i resultaten av denna utredning.

I utredningen påträffades sik- och siklöjeyngel på varje undersökt provområde (Bild 6-4). Sik- och siklöjeyngel hittades rikligt direkt vid den första notningen i slutet av maj. Siklöjeyngel påträffades på alla andra provområden utom PS3.

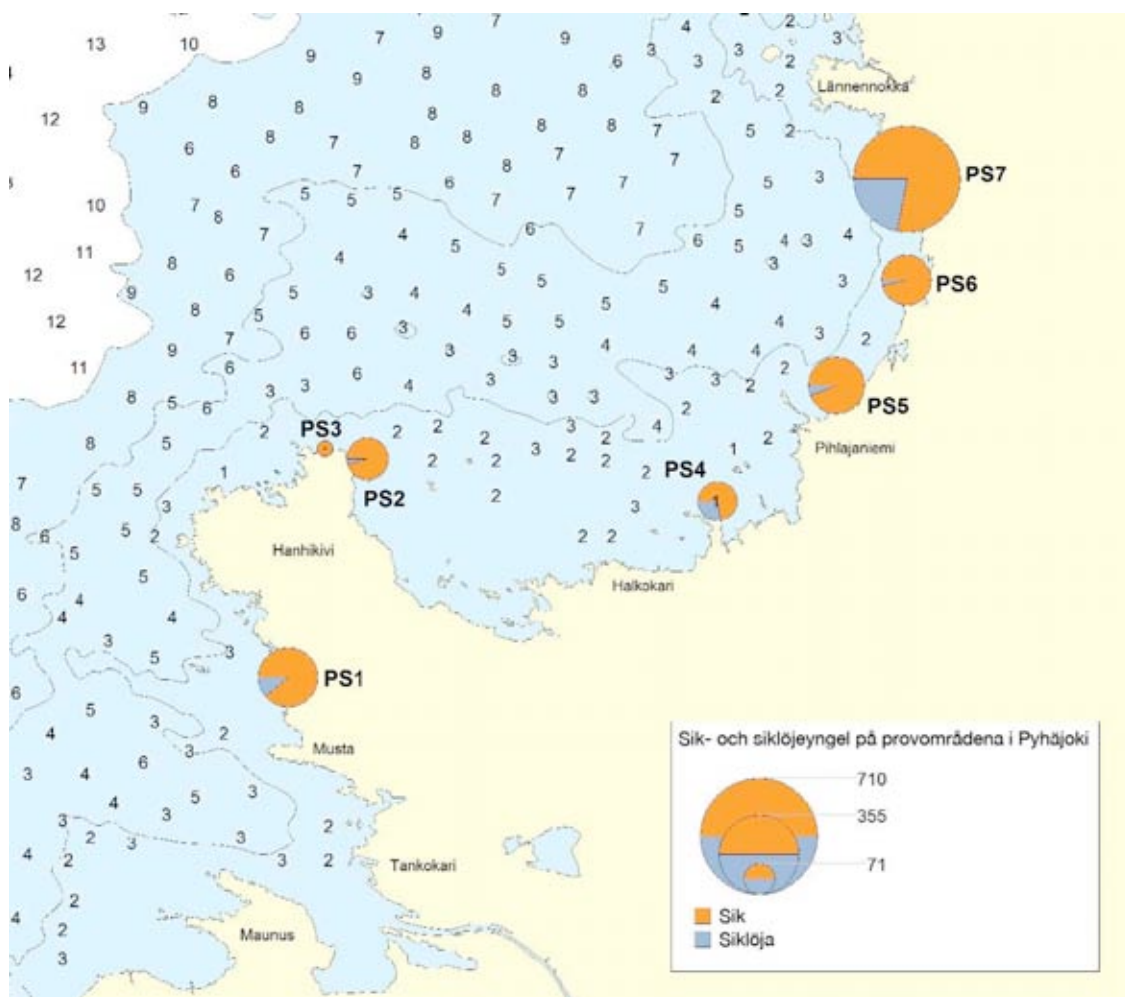


Bild 6-4. Lägena för provområdena i Pyhäjoki där kartläggning över sik- och siklöjeyngel utfördes samt antal fångade yngel per provområde.

30.10.2009

På Pyhäjoki utredningsområde fångades rikligt med sikyngel från alla områden där man notade. I området fanns rikligt med långgrund sandstrand, som är ett lämpligt habitat för sikyngel, 21 % av strandlinjen. Sikyngel påträffades också i andra slags habitat, men på dessa ställen torde deras mängd vara mindre. Siklöjeyngel påträffades märkbart färre än sikyngel. På basis av denna utredning verkar det som att Pyhäjoki utredningsområde är ett betydande reproduktions- och yngelområde för den sandsik som fortplantar sig i naturen. Området är av betydelse även som reproduktions- och yngelområde för siklöja.

6.1.5. Kartläggning av reproduktionsområden för strömming och abborre med Gulf-Olympia-metoden

Strömmingens och abborrens yngelområden kartlades med Gulf-Olympia-metoden fyra skilda gånger under perioden 24.6–18.8.2009 på sammanlagt 20 provområden.

Från alla provområden tillsammans påträffades sammanlagt 165 sikyngel. Strömmingsyngel påträffades vid varje provtagning, men klart mest hittades den sista gången den 18 augusti 2009, då 99 stycken yngel fångades. Vid den andra provtagningen den 5 juli 2009 fångades endast ett sikyngel och ett norsyngel. Detta kan ha påverkats av den hårda vind och sjögång som rådde den dagen.

Vid första, tredje och fjärde provtagningen hittades nykläckta strömmingsyngel. På basis av detta verkar det som att strömmingen leker på området i flera lekvågor. Strömmingsynglen ser ut att trivas på området även efter kläckningen, för under utredningens gång påträffades även större strömmingsyngel. De större strömmingsynglen har antingen blivit kvar på området efter kläckning eller flutit dit passivt med strömmarna eller aktivt genom att vandra dit.

I Pyhäjoki hittades under 10 mm långa strömmingsyngel på nästan alla provområden (Bild 6-4). Små strömmingsyngel påträffades på nästan hela utredningsområdet, vilket tyder på att området är lämpligt som yngelområde för strömmingen. En stor del av de större (över 15 mm) strömmingsynglen påträffades på den nordöstra och östra sidan av Hanhikivi udde.

30.10.2009

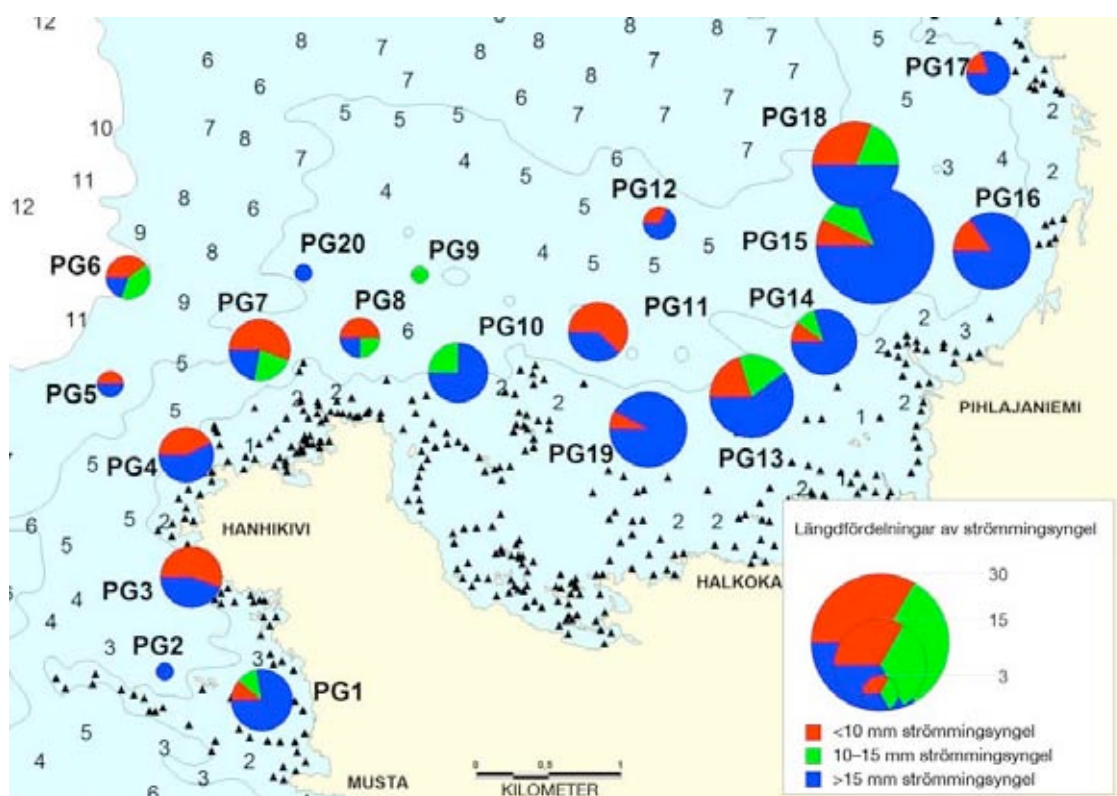


Bild 6-5. Andelarna av strömmingsynglens längdklasser per provområde. Cirkelns storlek står i relation till strömmingsynglens antal, det vill säga ju större cirkel, desto fler yngel påträffades i området.

Förutom strömmingsyngel hittades på området yngel av smörbult, storspigg och nors.

Strömmingen förökar sig på utredningsområdet, som fungerar som yngelområde för strömmingen. På basis av yrkesfiskarutredningarna finns det i närheten av utredningsområdet även andra reproduktionsområden för strömmingen.

Vid utredningen påträffades inte ett enda abborryngel. Även yrkesfiskarna uppgav att det inte finns lekområden för abborre i området, så abborren förökar sig sannolikt inte, åtminstone inte i betydande utsträckning, på det utredda havsområdet.

6.1.6. Kartläggning av flador och glosjöar

På Hanhikivi udde i Pyhäjoki kartlades betydelsen av delvis eller helt åtskilda vattenområden, flador och glosjöar som reproduktions- och yngelområden för vårlekande fiskarter. Vanliga fiskar som simmar upp i fladorna för att leka är bland annat mörtfiskar, gädda och abborre.

Kartläggningarna utfördes tre skilda gånger under juni och juli 2009: I Siikalahti, i fladorna nära Siikalahti samt i glosjön i Rovastinperukka (förbindelse med havet endast vid högvatten) 2-3.6.2009, i glosjön i Rovastinperukka 13.6.2009 samt i Heinikarinlampi, Liisanlampi och Hietakarinlahti glosjö 21.7.2009. Kartläggningarna utfördes som terrängbesök, då fladorna och glosjöarna undersöktes med håv i stället för secchiskivor och notor, eftersom det inte var möjligt att använda notor i fladorna och glosjöarna på grund av mjuk botten och riklig vattenvegetation. Förutom terrängbesök hade man hjälp av uppgifter av personer som känner

30.10.2009

området väl samt terrängkartor där man kunde se en eventuell förbindelse till havet.

Siikalahti har permanent förbindelse till havet. Fladorna i Siikalahti har förbindelse med havet endast vid högvatten. Från Rovastinperukka finns en bäckförbindelse till havet åtminstone under försommarens smältvattentid. Heinikarinlampi har ingen förbindelse med havet.

Trots Rovastinperukkas havsförbindelse påträffades i Siikalahti flador och i Rovastinperukka vid två terrängbesök endast nykläckta yngel av småspigg samt några äldre småspiggar. De småspiggar som hittades i Rovastinperukka och andra träsk lever antagligen där året runt. I Heinikarinlampi påträffades förutom småspiggen en nykläckt ruda.

Enligt kartläggningen stiger inga vårlekande fiskar till Hanhikivi uddes flador och glosjöar, vilket innebär att de numera inte är av betydelse som reproduktions- och yngelområden för vårlekande fiskar.

6.1.7. Kartläggning av havsharrens habitat

Havsharrens reproduktionsområden kartlades i Pyhäjoki, i Hanhikivi uddes område. Harren leker efter islossning då vattnets temperatur stiger över 5 °C. Lekplatsen är typiskt växtlighetsfri sten- eller grusbotten (Hurme 1966, Hudd m.fl. 2006). Innan den egentliga kartläggningen utfördes intervjuades yrkesfiskare i området. Reproduktionsområdena kartlades i juni-juli 2009 genom att man rörde sig med båt och vadade. De potentiella reproduktionsområdena definierades vid terrängbesöken på basis av bottenens material, kornstorlek samt platsens öppenhet.

I Pyhäjoki finns många sandstränder som inte är lämpliga reproduktionsområden för harr. På basis av kartläggningen hittades emellertid ett potentiellt reproduktionsområde för harr i Laukki, i yttersta änden av Hanhikivi udde (Bild 6-5). I området finns växtfri sten- och grusbotten där vattnet fritt kan strömma och vattendjupet var lämpligt.

30.10.2009



Bild 6-6. Lämplighet av Hanhikivi udde i Pyhäjoki samt dess närområden för havsharrrens reproduktion.

På basis av habitatkartläggningen är det möjligt att havsharren skulle kunna föröka sig i detta område. I förfrågan till yrkesfiskarna uppgav en fiskare att han fångat 10 kg havsharr. I Pyhäjoki havsområde kan det emellertid förekomma harrar som förökar sig i närliggande Liminkaoja eller i Pyhäjoki älv, så de harrar som uppgavs kan befinna sig i havet för födosökning eller på lekvandring.

6.1.8. Bedömning av konsekvenser

I MKB-beskrivningen presenteras de lokala fiskarnas uppfattning, enligt vilken betydande lekplatser för sandsik, siklöja och strömming är bland annat områdena norr om Hanhikivennokka, Maanahkiainen och de grunda vatten utanför Lohikari. Enligt fiskarna är i princip nästan alla grunda vatten och strandområden utanför Hanhikivi (1-6 meter djupa) potentiella lekområden för sandsik, siklöja och strömming.

På basis av notdragningar på yngel som gjordes sommaren 2009 fanns sikens och sikløjans lekplatser på strandområdena både på norra och södra sidan av Hanhikivennokka. Sikløjeyngel fanns på alla och sikyngel på nästan alla undersökta ställen. Förekomsten av strömmingsyngel kartlades med Gulf-Olympia-metoden. På basis av de utförda utredningarna förökar sig strömmingen på hela det undersökta området, som också fungerar som yngelområde. Resultaten styrker uppfattningen i MKB-beskrivningen om att nästan alla grunda strandområden utanför Hanhikivi och vid Kultalanlahti är potentiella lekplatser för sandsik, siklöja och strömming.

På basis av notdragningar på yngel i Strömfors sommaren 2009 hittades sikens lekplatser både på det uppskattade verkningsområdet av kylvattnet från det eventuella Fennovoima-kraftverket och på områden som länge har befunnit sig inom verkningsområdet för kylvattnet från Fortums befintliga kraftverk (se punkt

30.10.2009

1.2.6.). Detta visar att uppvärmning orsakad av kylvatten inte nödvändigtvis påverkar sikens lek så negativt som tidigare uppskattats. Enligt försiktighetsprincipen antas emellertid i fortsättningen att både ökning av strömningshastigheten i utsläppsstället och en temperaturstegring på flera grader är skadliga för sikens och sikløjans lek.

På grund av kylvattnet skulle inte de grunda vattnen i närheten av utsläppsplatsen vid Hanhikivennokka längre lämpa sig som lekplatser för sik och strömming eller åtminstone skulle deras lämplighet som lekplatser försämras. Kylvattnet sprids med strömmarna närmast mot norr eller nordost mot Kultalanlahti, och därmed skulle lekplatserna försämras mest norrom Hanhikivennokka. En bild på utlopps- och intagsställena har presenterats i början av kapitlet om bedömning av vattendragskonsekvenserna.

Som vårlekande art kan strömmingen dra nytta av kylvattnets värmeeffekt. Emellertid kan konsekvenserna vara negativa i utloppsställets omedelbara närhet, där vattentemperatur permanent har stigit med flera grader.

En lindrig temperaturstegring i havsvattnet skulle eventuellt vara till fördel för gäddans och abborrens lek. Emellertid lämpar sig områdena i närheten av Hanhikivennokka dåligt för gäddans lek. Gäddyngel påträffades inte på något provområde. Lakbeståndet är tämligen svagt i havsområdet utanför Hanhikivennokka. Likaså påträffades inte yngel av lake eller abborre på något provområde. Således finns det inte några betydande reproduktionsområden för gädda, lake eller abborre inom kylvattnets verkningsområde, och kylvattnet påverkar då inte märkbart havsområdets bestånd av gädda, lake eller abborre.

Förutom kylvattnets värmeeffekter kan fiskens reproduktionsområden påverkas av intagning av kylvatten. I MKB-beskrivningen granskades tre olika intagsalternativ. Av dessa var två placerade i fjärdzonen (bottenintag, 01 och 02) och ett i stranden (strandintag 03). Ett bottenintag bedöms inte ha direkt inverkan på reproduktionsområdena, eftersom intagsställena befinner sig på långt avstånd från strandzonen samt djupt nere på botten. Emellertid skulle bottenintagsalternativet innebära att en del fiskyngel skulle följa med intaget av kylvatten till anläggningen. Ett strandintag kan påverka fiskarnas reproduktion skadligt om det placeras i yngelområden, eftersom småyngel/rom kan följa med kylvattnet till kraftverket. Även de uppbyggda intagsstrukturerna kan lokalt förstöra lekområden.

I det strandalternativ som behandlas i MKB-beskrivningen skulle det uppstå skadliga konsekvenser för sikens, sikløjans och strömmingens lekområden, eftersom intagsstället och dess närområden är sannolika lekområden. Som resultat av intag och intagsstrukturer skulle intagsstället och dess omedelbara närområde inte längre vara lämpligt som lekområde för sik, siklöja och strömming. Emellertid skulle denna inverkan gälla ett tämligen litet område, och därför bedöms det inte uppstå märkbara konsekvenser för områdets fiskbestånd. Bottenintaget, som bedömdes vara det bästa intagsalternativet i MKB-beskrivningen, är också enligt denna utredning det mest gynnsamma alternativet.

De grunda strandområdena i närheten av Hanhikivennokka är betydande lekområden för sandsik och siklöja. Lekområden går lokalt förlorade och lekområdenas kvalitet försämras i Hanhikivennokkas närområde. Enligt uppskattning har detta emellertid inte betydande inverkan på havsområdets bestånd av sandsik och siklöja i någon större omfattning, då det finns rikligt med motsvarande lekområden i området.

30.10.2009

6.2. Strömfors

6.2.1. Intervjuer med yrkesfiskare

Fiskenäringsutredningen har gjorts genom personliga intervjuer av fiskare i arbets- och näringscentralens register som idkar fiske inom cirka fem kilometers radie från utsläppsområdet av kraftverkets kylvatten.

Samtliga fyra intervjuade yrkesfiskare uppgav att de idkar fiske som huvudnäring. Förutom utredningsområdet fiskade samtliga fiskare även på andra områden.

Fiskarna uppgav som fångst från utredningsområdet totalt 63 615 kilo fisk år 2008. Den kommersiellt viktigaste fiskarten var lax, som man uppgav att man fångat totalt 10 424 kilo år 2008. Fångstmängden var på samma nivå som år 2007. Sikfångsten uppgavs vara över 3 000 kilo. Fångsten av gädda, gös och laxöring uppgavs även vara över 1 000 kilo. Inom utredningsområdet var abborr- och lakfångsterna relativt små.

Fiskarna ansåg att laxen först vandrar längre ut på havet i maj och juni, varefter den kommer närmare stranden i juli. Laxvandringen äger huvudsakligen rum i juli-augusti. På området förekommer både havslekande sandsik och vandringssik. Sikvandringen äger rum i detta område i augusti, september och oktober. Laxöringen flyttar sig längre ut i maj och återvänder närmare stranden från och med september. Laxöringen rör sig i området under hela juni och fångas från maj till december.

Enligt fiskarna leker lake, gädda, abborre och delvis även gös på samma områden på de nordöstra stränderna av Gäddbergsön och Vahterpää samt i området mellan Gäddbergsön och Kampuslandet (Bild 6-7). Områdena är viktiga lekområden för ovannämnda fiskarter, som leker på Strömfors fiskeområde på vårvintern eller våren. Gösens huvudsakliga reproduktionsområden på utredningsområdet befinner sig längre in, i Klobbfjärden. Den höstlekande sandsikens reproduktionsområden befinner sig längre ut på havet.

30.10.2009

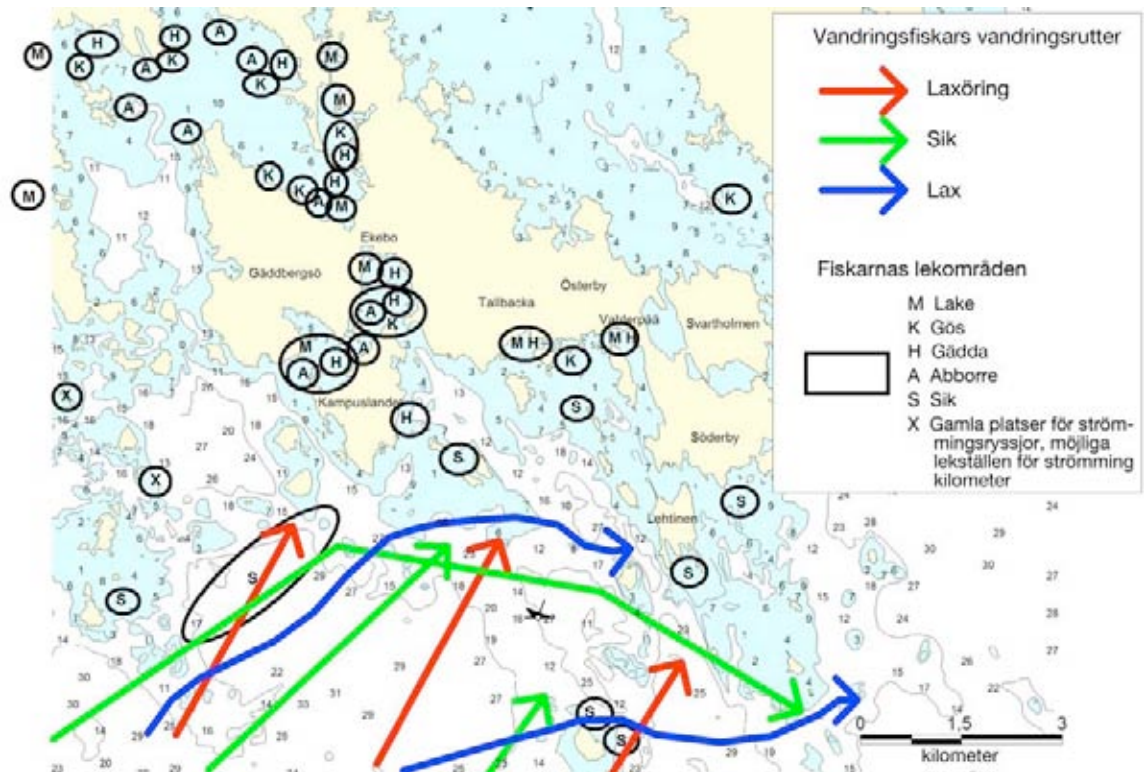


Bild 6-7. Laxens, vandringsvikens och laxöringens vandringsrutter (pilar) samt lekområden (svarta cirklar) såsom de framställts i intervjuerna med yrkesfiskarna.

6.2.2. Förfrågan till yrkesfiskare

Förfrågan skickades till 29 yrkesfiskare som eventuellt fiskar i området i grupp 1 och 2. Som urvalsgrund för fiskarna användes bostadskommunen. Förfrågan inbegrep fiskare som bor i Lovisa, Pernå, Strömfors och Pyttis. 10 fiskare svarade på förfrågan, vilket ger en svarsprocent på 34,5 %. Alla fiskare som svarade på förfrågan uppgav att de fiskar på utredningsområdet. Av de svarande uppgav sex fiskare av sju att de var huvudnäringfiskare på utredningsområdet, och en uppgav sig vara binäringsfiskare. Tre fiskare svarade inte på frågan.

De fiskare som svarade på förfrågan fångade år 2008 sammanlagt över 70 000 kg. Fångsten var störst i maj och juni, då fångsten sammanlagt uppgick till över hälften av hela årets fångst (nästan 41 000 kg). Klart mest fångades braxen, totalt närmare 26 000 kg 2008. Kommersiellt betydande fiskar som abborre, gös, sik och lax utgjorde några tusen kilo var.

30.10.2009

De reproduktionsområden för abborre, gädda, sandsik och lake som fiskarna uppgett presenteras i bilden intill (Bild 6-7). Vandringsik och lax vandrar om hösten till Abborrfors nordväst om Mogenpört.

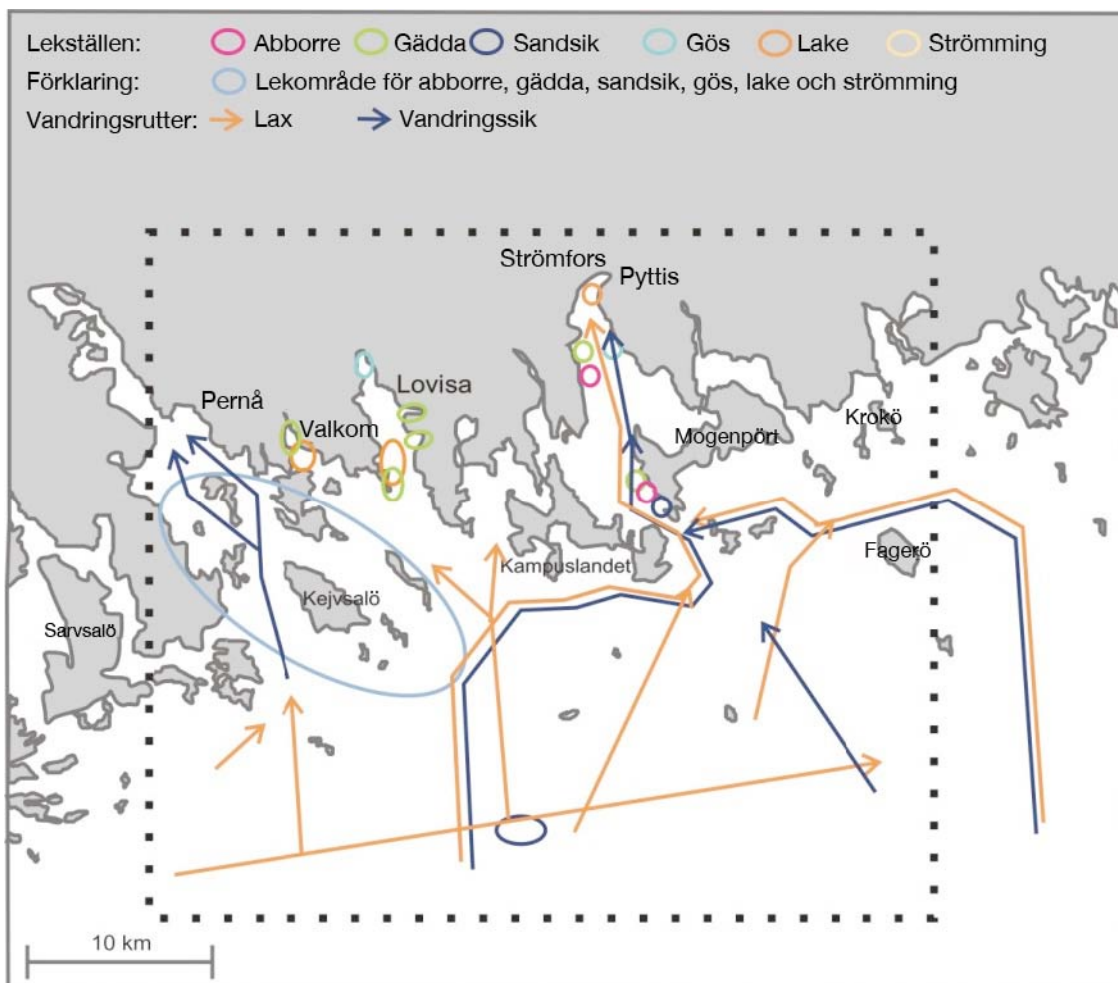


Bild 6-8. Fiskens lekområden samt vandringsfiskens vandringsrutter enligt fiskare (n=4) som svarade på förfrågningen till yrkesfiskare. Utredningsområdet markerat med streckad linje.

6.2.3. Kartläggning av reproduktionsområden för gädda och lake

I Strömfors kartlades gäddans och lakens reproduktionsområden fyra olika gånger med 1,5-2 veckors mellanrum under tiden 5.5–8.6.2009. Som testområde valdes på basis av kartmaterial och flygbilder samt terrängbesök vasstränder som eventuellt skulle lämpa sig för gäddans fortplantning och där det dessutom skulle finnas kvar vass från förra året på våren då gäddan har lektid. Sammanlagt nio provområden valdes till utredningen. I samband med kartläggningen av gäddyngel undersöktes även mer omfattande sträckor utanför vassen för att reda ut förekomsten av lakyngel.

Gäddrom påträffades på fyra olika provområden vid den första utredningsgången 5.5.2009. På samtliga provområden påträffades antingen gäddrom eller gäddyngel vid senare besök.

På basis av utredningen fortplantade sig gäddan framgångsrikt på fyra undersökta områden. Reproduktionsområdena var koncentrerade till den norra sidan av

30.10.2009

Kampuslandet, där de lämpligaste reproduktionsområdena för gädda fanns. På området finns rikligt med vass, men endast en liten del av den är fallen vass som är lämplig för gäddans reproduktion. En stor del av vassen växer mellan stenar, för det typiska strandhabitatet i området är stenrev.

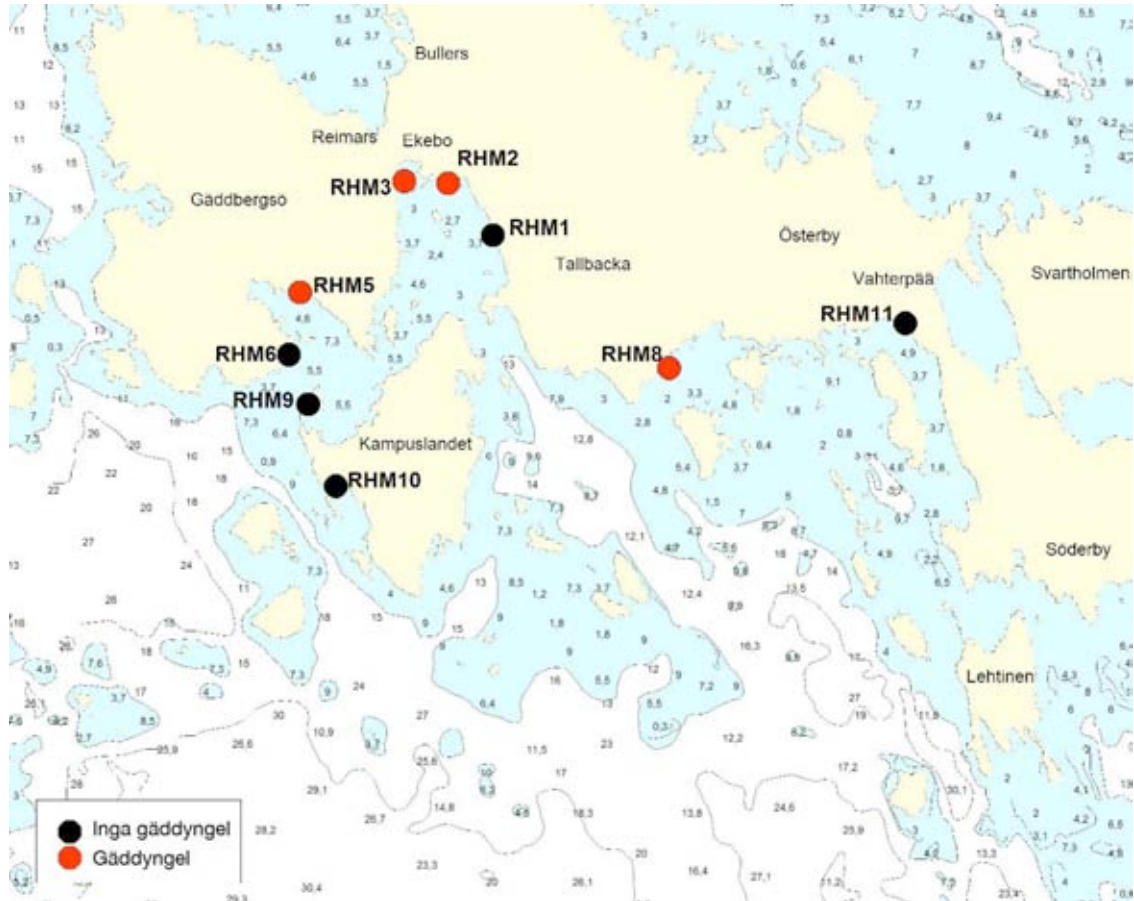


Bild 6-9. Lägena för provområdena i utredningen av gäddans reproduktionsområden i Strömfors samt platser där gäddreproduktion observerades.

Inte en enda lake påträffades i utredningen. Däremot hittades ett lak yngel i samband med notning av sik yngel. Förutom de vassområden som är lämpliga för gädddyngel undersöktes med secchiskivmetod även stenrev i närheten av vassen samt andra habitat där lak yngel kunde finnas.

6.2.4. Notning av sik yngel

I Strömfors notades sik yngel i tre repriser på åtta provområden under tiden 27.4–28.5.2009. Som provområden valdes grunda (< 1 m) stränder där noten som används till yngelfångst kunde dras.

Under utredningen undersöktes alla kända sandstränder i utredningsområdet samt några grusstränder i vilkas närhet det, enligt yrkesfiskarna, fanns reproduktionsområden för sik.

Vid utredningen hittades sik yngel på sex av åtta undersökta provområden (Bild 6-10). Sik yngel hittades direkt i slutet av april då man notade för första gången.

30.10.2009

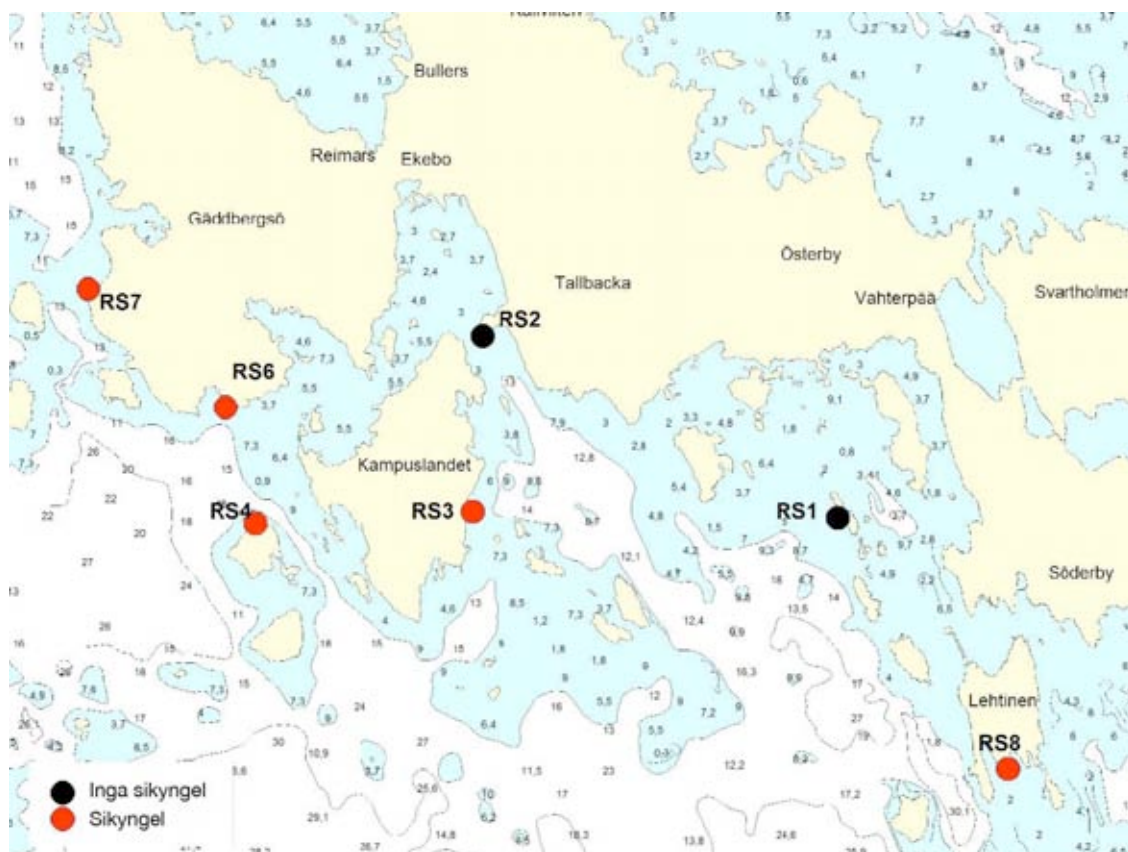


Bild 6-10. Lägena för provområdena för kartläggningen av sikyngel i Strömfors samt provområden där yngel påträffades. Hudö provområde (RS5) är beläget cirka 8 km väster om Kampuslandet.

En mindre mängd sikyngel hittades på provområdena i Strömfors, men en övergripande mängd hittades på olika håll av utredningsområdet. Mest sikyngel hittades utanför utredningsområdet från Husö provområde RS5, cirka 8 km väster om Kampuslandet. Hudö provområde var beläget på en stor grund sandvik med ren botten. Inga sådana vida sandstränder eller -vikar fanns inom det egentliga utredningsområdet, utan sandstränderna i utredningsområdet utgjorde små fläckar bland stenstränderna. Tidigare har sikyngel undersökts närmast på sandstränder. I årets utredningar över sikyngel har man emellertid observerat att sikyngel förekommer även ställvis på andra typer av bottenar.

De påträffade sikynglen härstammade sannolikt från naturlig lek, vilket gör observationerna värdefulla. Till exempel i utredningarna över sikyngel i havsområdet utanför Helsingfors hittades inte ett enda sikyngel (*Vatanen och Haikonen 2007*).

6.2.5. Kartläggning av reproduktionsområden för strömming, gös och abborre med Gulf-Olympia-metoden

Strömmingens, gösens och abborrens reproduktionsområden kartlades med Gulf-Olympia-metoden fyra skilda gånger under perioden 24.6–6.7.2009.

I utredningen hittades sammanlagt 437 strömmingsyngel. Vid de tre första provtagningsgångerna hittades endast några strömmingsyngel. Den sista gången hittades betydligt fler, över 400 individer.

30.10.2009

På basis av storleksskillnaderna härstammade strömmingsynglen från lekstim som leker vid olika tidpunkter. Vid det sista provtagningstillfället påträffades både nykläckta och större yngel. Det verkar som att strömmingsynglen trivs i området även efter kläckning. Det är emellertid möjligt att åtminstone en del av de större ynglen drivit till närheten av stranden från annat håll.

I utredningen i Strömfors över strömmingsyngel förekom mindre, under 10 mm långa yngel i huvudsak endast i områden längre ut. På de allra bäst skyddade ställena påträffades inga yngel över huvudtaget (Bild 6-12). Längre ut var antalet strömmingsyngel också större än i skyddade områden längre in. Större strömmingsyngel (över 10 mm) påträffades på alla provområden, så strömmingsynglen hade antagligen drivit till de mera skyddade områdena från områden längre ute.

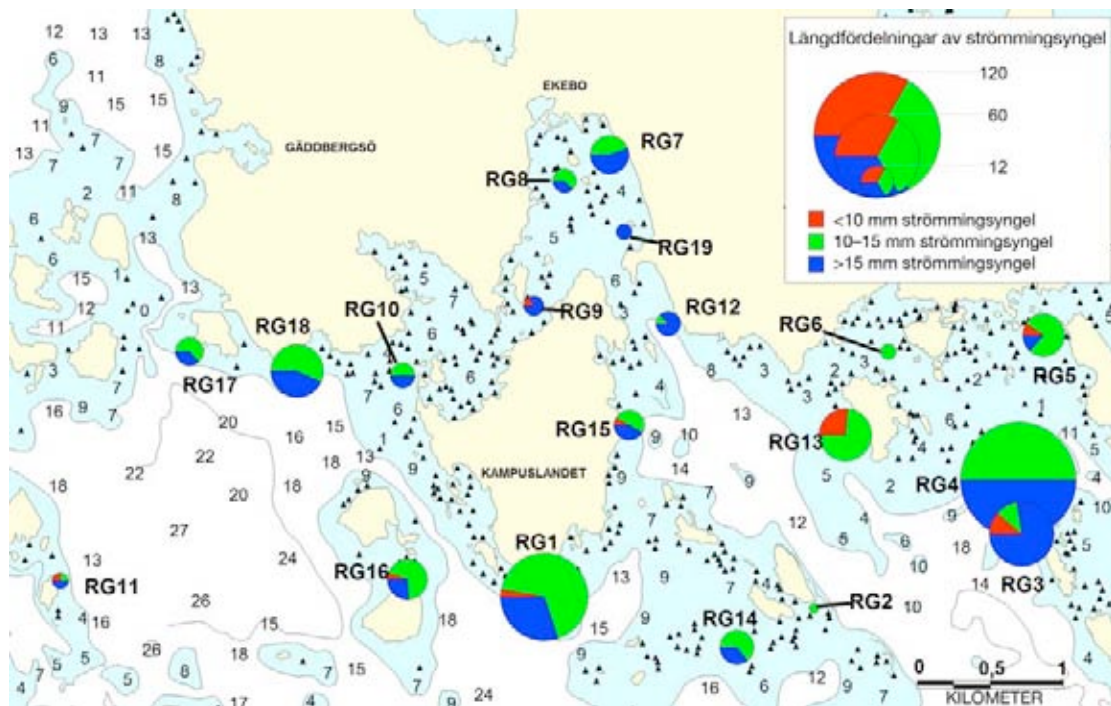


Bild 6-12. Andelarna av strömmingsynglens längdklasser per provområde. Cirkelns storlek står i relation till strömmingsynglens antal, det vill säga ju större cirkel, desto fler yngel påträffades i området.

Strömmingsyngel påträffades på alla provtagningpunkter, vilket tyder på att området är lämpligt som strömmingsyngelområde. Under utredningens gång ökade ynglens medellängd, så det verkar också som att strömmingsynglen kan klara sig i området.

Förutom strömmingsyngel påträffades på området yngel av smörbult, ett abborryngel och fem storspigg yngel. Enligt utredningen förökar sig även smörbulten framgångsrikt i området. I utredningen hittades inga gösyngel och endast ett abborryngel. Båda arterna förekommer emellertid allmänt i området, och enligt yrkesfiskare förökar de sig i området, så det är möjligt att man bara inte lyckades fånga några med Gulf-Olympia-fångstredskapet.

Det verkar som att strömmingen skulle föröka sig på ett omfattande område på utredningsområdet i Strömfors, men fortplantningen torde ske snarare längre ut än i de inre delarna av utredningsområdet. Däremot fungerar de inre områdena av utredningsområdet, såsom även de yttre områdena, som yngelområden. Antagligen finns det reproduktionsområden för strömming även utanför

30.10.2009

utredningsområdet, för enligt utredningen om yrkesfiske idkas mer strömmingsfiske utanför utredningsområdet än på själva utredningsområdet.

6.2.6. Bedömning av konsekvenser

I MKB-beskrivningen presenteras de lokala fiskarnas uppfattning att det inte skulle finnas lekområden för sandsik inom kylvattnets verkningsområde, utan längre ut till havs. Fiskare har uttryckt den uppfattningen även i utredningen från sommaren 2009, även om ett lekområde antecknats i den inre skärgården.

På basis av notdragningar på yngel som utfördes sommaren 2009 hittades emellertid sikens lekplatser både på det uppskattade verkningsområdet av Fennovoimas kylvatten och på områden som länge befunnit sig inom verkningsområdet för kylvattnet från Fortums befintliga kraftverk. Detta visar att den uppvärmning som orsakas av kylvatten inte nödvändigtvis påverkar sikens lek så negativt som tidigare har bedömts. Enligt försiktighetsprincipen antas emellertid i fortsättningen att både ökning av strömningshastigheten i utloppsstället och en temperaturstegring på flera grader är skadliga för sikens lek. En bild på de utlopps- och intagsställena som har granskats i MKB-beskrivningen presenteras i början av kapitlet om bedömning av konsekvenserna för vattendragen.

De observerade sikyngelområdena befinner sig söder och väster om Gäddbergsön samt på östra sidan av Kampuslandet. Bland de utloppsalternativ som granskats i MKB-beskrivningen skulle kylvattnets verkningsområde i alternativet med ett utlopp som mynnar ut i Vådholmsfjärden söder om Gäddbergsön (alternativen P1a och P1b i MKB-beskrivningen) sträcka sig till två av de observerade sikyngelområdena (RS6 och RS4). På grund av kylvattnet skulle dessa områden inte längre lämpa sig som lekplatser för sik eller åtminstone skulle deras lämplighet sannolikt försämrats. I utloppsalternativet där utloppet leder till östra sidan av Kampuslandet (P2) skulle kylvattnets påverkningsområde sträcka sig till ett av de observerade sikyngelområdena (RS3). Konsekvenserna för detta område bedöms vara likadana som de ovan nämnda. På båda de alternativa utloppsställena riktas konsekvenserna till relativt små reproduktionsområden, och det mest betydande reproduktionsområdet som påträffats i utredningen befinner sig utanför projektets verkningsområde. Utloppsalternativet med ett utlopp som utmynnar söder om Kampuslandet (P3) och som i MKB-beskrivningen bedöms som det bästa för fiskbeståndet bedöms, enligt utredningen, inte medföra direkta skadliga konsekvenser för de observerade reproduktionsområdena för sik.

Det har framförts i MKB-beskrivningen att det förekommer lekplatser för strömming i de grunda områdena av det yttre havsområdet. Utredningen från sommaren 2009 stärker denna uppfattning, för strömmingens fortplantning äger rum, enligt utredningen, i huvudsak längre ut. Å andra sidan framgick det i utredningen att även områden längre in fungerar som yngelområden för strömming. På grund av kylvattnet skulle sannolikt det omedelbara närområdet av utloppsställena inte lämpa sig som lekplatser för strömming. Å andra sidan kan strömmingen som vårlekande fisk dra nytta av en mindre temperaturstegring. Strömmingens yngelområden påträffades i närheten av samtliga alternativa utloppsställena, så det bedöms inte vara några skillnader mellan utloppsställena med tanke på olägenheterna för lek och yngelområden.

En lindrig temperaturstegring skulle eventuellt vara till fördel för gäddans lek. De påträffade lekområdena för gädda är emellertid belägna i inre vikar, dit kylvatteninverkan inte nämnvärt sträcker sig i något av de betraktade

30.10.2009

utloppsalternativen för kylvattnet. Således uppskattas projektets inverkan på gäddans fortplantning vara liten.

I utredningarna påträffades endast ett lak yngel, så man kan anse att kylvattnets verkningsområden inte är betydande när det gäller lakens fortplantning.

Med undantag av några individer fångades inga abborr- eller gös yngel, men man vet att de fortplantar sig i viss mån i området. Då de är vårlekande fiskar kan de i viss mån dra nytta av den temperaturstegring som orsakas av kylvattnet.

Förutom kylvattnets värmeeffekt kan fiskens reproduktionsområden påverkas även av intaget av kylvatten. I MKB-beskrivningen granskades tre skilda intagsalternativ. Av dessa var ett placerat i fjärdzonen (bottenintag, 01) och två i stranden (strandintag 02 och 03).

Strandintag kan påverka fiskens reproduktion skadligt då dessa är placerade på yngelområden, eftersom småyngel och rom kan följa med kylvattnet till kraftverket. Även de uppbyggda intagsstrukturerna kan förstöra lekområden. Bottenintag bedöms inte ha direkt inverkan på reproduktionsområdena, för intagsstället befinner sig på långt avstånd från strandzonen samt djupt nere på botten. Emellertid kan fiskyngel hamna till kraftverket även i bottenintagsalternativet.

Av de i MKB-beskrivningen granskade strandintagsalternativen skulle alternativet söder om Kampuslandet 02 kunna medföra skadlig inverkan på det påträffade lekområdet för sik RS3. Intagsalternativet söder om Gäddbergsön (03) bedöms i sin tur medföra skadlig inverkan på siklekområdet RS6. Som resultat av intaget och intagsstrukturerna skulle intagsställena och deras omedelbara närområden inte längre vara lämpliga som lekområden. Emellertid gäller denna inverkan ett tämligen litet område, och därför bedöms det inte uppstå betydande konsekvenser för områdets fiskbestånd.

Utloppsalternativet P3 söder om Kampuslandet, som i MKB-beskrivningen bedöms som det bästa för fiskbeståndet, är också det bästa utloppsstället enligt utredningarna över reproduktionsområdena. Likaledes är bottenintaget, som bedöms vara det bästa alternativet i MKB-beskrivningen, också enligt denna utredning det gynnsammaste alternativet.

6.3. Simo

6.3.1. Intervjuer med yrkesfiskare

Fiskenäringsutredningen har gjorts genom personliga intervjuer med fiskare i arbets- och näringscentralens register som idkar fiske inom cirka fem kilometers radie från utsläppsområdet av kraftverkets kylvatten.

Utanför Karsikonniemi, inom fem kilometers radie från det planerade utsläppsområdet för kylvattnet, fiskade fyra ryssjefiskare som finns i AN-centralens register över yrkesfiskare. Två av fiskarna fiskade i samma fiskelag. Två av fiskarna var huvudnäringsfiskare och de övriga två binäringsfiskare. Fisket var nästan uteslutande ryssjefiske. Endast en fiskare idkade nätfiske.

Totalfångsten för de intervjuade yrkesfiskarna utanför Karsikonniemi var åren 2007-2008 cirka 10-12 ton, varav i medeltal 39 % lax, 24 % siklöja, 19 % strömming och 7 % sik. Fångsten per fiskare var tämligen liten, dvs. 2,5-3 ton. Vid betraktelse av den totala fångsten bör noteras att den återspeglar dagens situation då ryssjefisket har begränsats. I synnerhet laxfångsten kunde vara en helt annan utan fiskebegränsningar.

30.10.2009

Ryssjefiskeställena på Karsikonniemis sydöstra kust (Halttari m.m.) är historiskt välbekanta som ett av Bottenvikens bästa fångstställen för lax. Enligt fiskarna strandsätter sig den lax som fångas utanför Karsikko i området mellan Karsikko och Ykskuusi (Selkämatala grund) och simmar därifrån längs Karsikko strand tillbaka mot sydväst runt Karsikonniemi på sin väg norrut (Bild 6-13). En del av laxen som kommer till Selkämatala grundens område vänder tillbaka mot ost/sydost och torde fortsätta därifrån tillbaka till sydligare områden. Enligt fiskarnas uppfattning vandrar den lax som kommer till området söder om Ajos i huvudsak runt Keminkraaseli, på västra sidan. På gamla fångstställen på havssidan av Ykskivi och Keminkraaseli, som befinner sig längre från kusten, fiskade man från havssidan. Detta tyder på att laxen vandrar norrut även längre från kusten.

Vandringssikens vandringsrutter åtminstone i närheten av Karsikonniemi torde huvudsakligen vara liknande som laxens. Vandringssik fångas med samma ryssjor som lax.

Enligt fiskarnas uppfattning kommer det varma kylvattnet att ändra på laxens vandringsrutter i närheten av Karsikko. Detta orsakar försämrad fångstbarhet på fångstplatserna. Man ansåg att fisket skulle ta slut helt åtminstone på fångstställena i närheten av Karsikko kusts intags- och utloppsställen samt även på fångstställena öster och söder om Ajoskrunni. Å andra sidan ansåg en fiskare att det uppvärmande vattenområdet under gynnsamma omständigheter rent av kunde locka till sig lax i början av våren då det övriga havsområdet ännu är kallt. Trots lokala olägenheter ansåg fiskarna att kylvattnet inte har betydande inverkan på det laxbestånd som stiger upp i Torneälv och Simo älv.

Fiskare uppger som lekområden bland annat den sydöstra stranden av Karsikonniemi, områdena kring Selkämatala och Nikumatala grund samt de grunda vattnen sydväst om Keminkraaseli. Enligt fiskare är i princip nästan alla grunda (1-2 meter) vatten och strandområden utanför Karsikonniemi potentiella lekområden för sandsik, siklöja och strömming.

30.10.2009

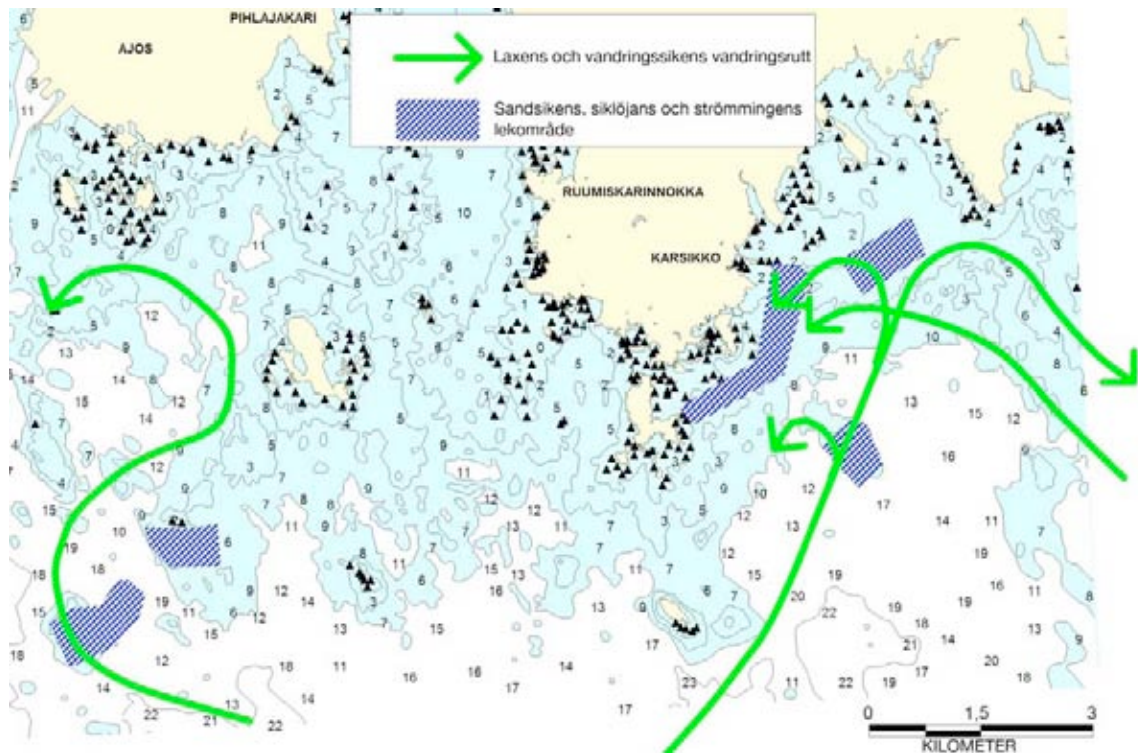


Bild 6-13. Laxens och vandringslaxens vandringsrutter (gröna pilar) samt sandsikens, sikløjans och strömmingens lekområden (blå områden) såsom de framställts i intervjuerna med yrkesfiskarna.

6.3.2. Förfrågan till yrkesfiskare

Förfrågan skickades till 31 yrkesfiskare som fiskar i området i grupp 1 och 2. Förfrågan inbegrep fiskare som bor i Simo och Kemi samt de kustfiskare som angett att de fått fångst i fiskerutorna två och tre samt ägarna till fiskefartyg som anmäler sin fångst med fiskedagbok. 15 fiskare svarade på förfrågan, vilket ger en svarsprocent på 48,4 %. Av de svarande uppgav nio att de fiskar i området som huvudsyssla, medan sex uppgav att de inte fiskar i området. Av de svarande uppgav tre huvudnäringfiskare att de, förutom övrigt fiske, idkar trålfiske i detta område.

De fiskare som svarade på förfrågan fick år 2008 en fångst på sammanlagt över 71 000 kg. Den klart största delen av fångsten bestod av siklöja och lax, vilka utgjorde sammanlagt över 50 000 kg år 2008. Fiskarna uppgav inte att de skulle ha fångat havsharr.

Enligt uppgifter från fiskarna leker gädda och lake i utredningsområdet på kusten och i åmynningar (Bild 6-14). Siklöja, sandsik och abborre uppgavs även leka i de grunda vattnen. Fiskarna berättade att laxen simmar längre ut till havs på våren, i Bottenhavet och i södra Bottenviken. I norr kommer den till stranden och vandrar mot Karsikko uddspets, varefter den försöker simma upp längs Kemi älv och Torne älv.

30.10.2009

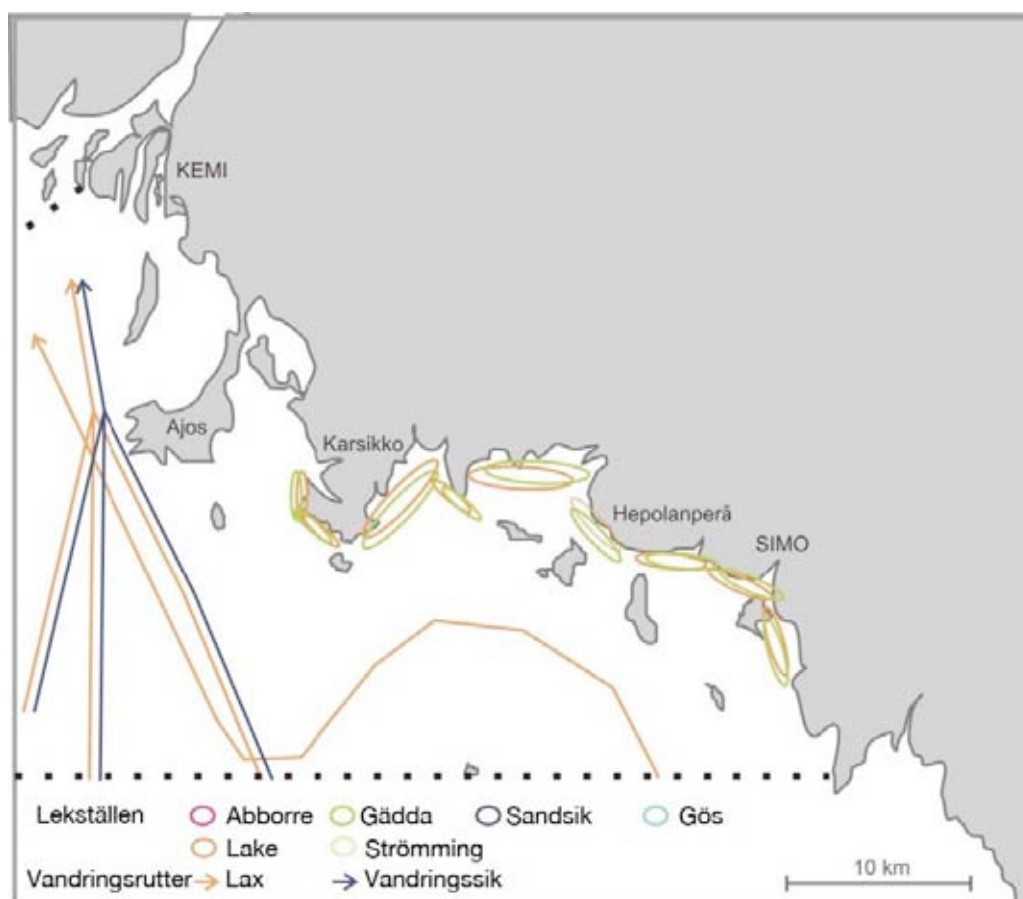


Bild 6-14. Fiskens lekområden enligt de fiskare (n=1) som svarade på förfrågan till yrkesfiskarna samt vandringsfiskens vandringsrutter (n=2). Utredningsområdet markerat med streckad linje. Gäddan och lake uppgavs leka längs vasstränderna.

6.3.3. Kartläggning av gäddans och lakens reproduktionsområden

I havsområdet vid Simo och Kemi undersöktes eventuella reproduktionsområden för gädda och lake med håvmetod fyra skilda gånger under perioden 25.5–26.6.2009. De potentiella kartläggningsområdena utreddes på basis av flygbilder och kartmaterial. Efter fältbesök kvarstod sex egentliga provområden som möjliga områden. Inom utredningsområdet kartlades även många andra havsvikar och andra ställen, men de var inte lämpliga åtminstone för gäddans förökning. Förutom havsområdet kartlades gäddans förekomst i en å som mynnar ut i havet, i en bäck som rinner ut i havet samt i ett dike som rinner ut i havet och dess mynning.

Gäddyngel påträffades på två provområden (**Bild 6-15**). Däremot påträffades inte gäddrom från något provområde, inte ens vid håvundersökning av sikyngel som utfördes tidigt. Provområdet KHM4 var beläget i en bäck som mynnar ut i havet. Gäddyngel påträffades både i bäcken och i träsket. Under första besöket hittades också gäddrom i bäcken. Provområdet KHM2 var beläget i mynningen av ett dike. Under det andra besöket påträffades gäddyngel. Detta skulle tyda på att gäddan lekt i diket, där rommen utvecklats och ynglen kläckts. Efter detta har gäddynglen vandrat till havet.

I utredningen observerades inga gäddyngel som kläckts i havet. De gäddyngel som fångats vid utredningen var sannolikt födda antingen i diken och bäckar som

30.10.2009

rinner ut i havet eller i sjöar som har havsförbindelse. Havsområdet utanför Simo är inte ett betydande reproduktionsområde för gäddan. Däremot är havsområdet av betydelse som yngelområde då gäddynglen vandrar till havet för att växa.

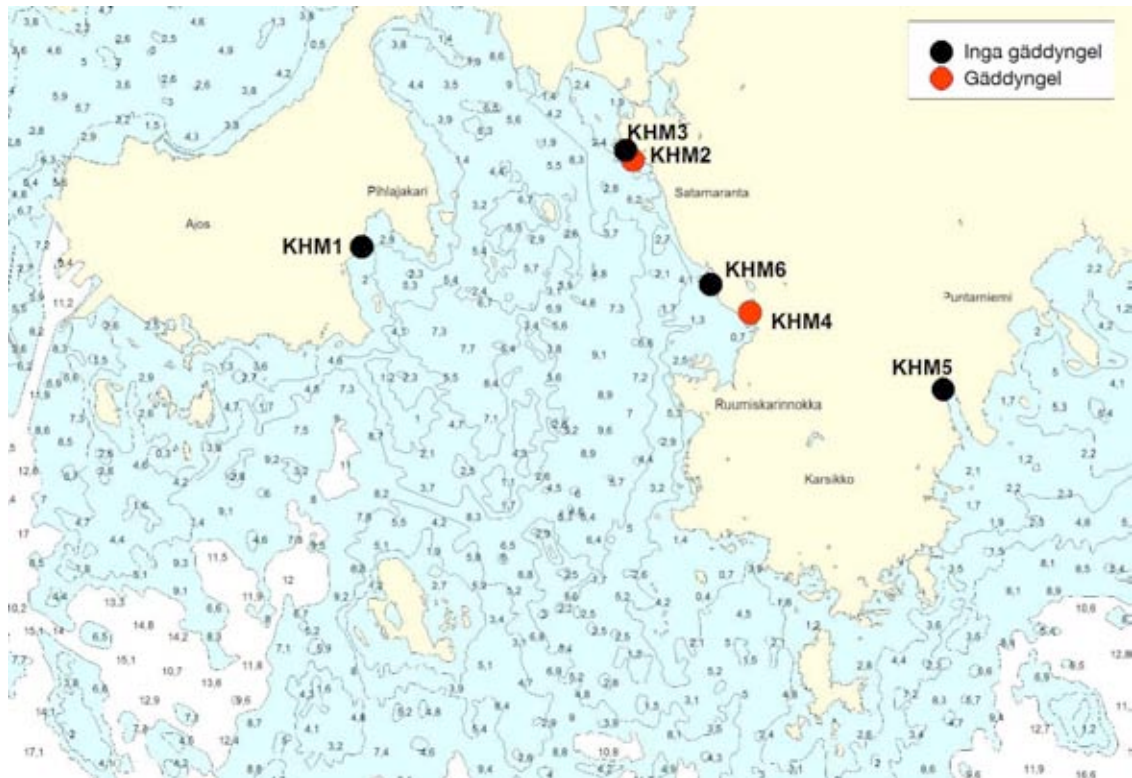


Bild 6-15. Lägena för provområdena vid utredningen av gäddans reproduktionsområden i Simo.

Lakyngel påträffades inte på ett enda provområde, så det verkar som att lakens reproduktionsområden är belägna i åar som utmynnar i havet och i åmynningar eller i havsvikar längre in än de som är med i denna utredning. Utanför Kemi och Uleåborg har man också konstaterat försvagad lekförmåga hos laken (*Pulliainen m.fl.* 1999, PSV-Maa- ja Vesi Oy 2005, Taskila 2007).

6.3.4. Notning av sik- och siklöjeyngel

I Simo fångades sik- och siklöjeyngel med not och håv i tre olika repriser under tiden 25.5–15.6.2009 på sex olika provområden. På ett provområde användes not, medan håvmetoden användes på de återstående åtta provområdena. Sammanlagt undersöktes nio provområden i Simo.

I utredningen påträffades sik- och siklöjeyngel på samtliga undersökta provområden (**Bild 6-16**). Sikyngel hittades direkt i slutet av maj då man notade och håvade första gången.

30.10.2009

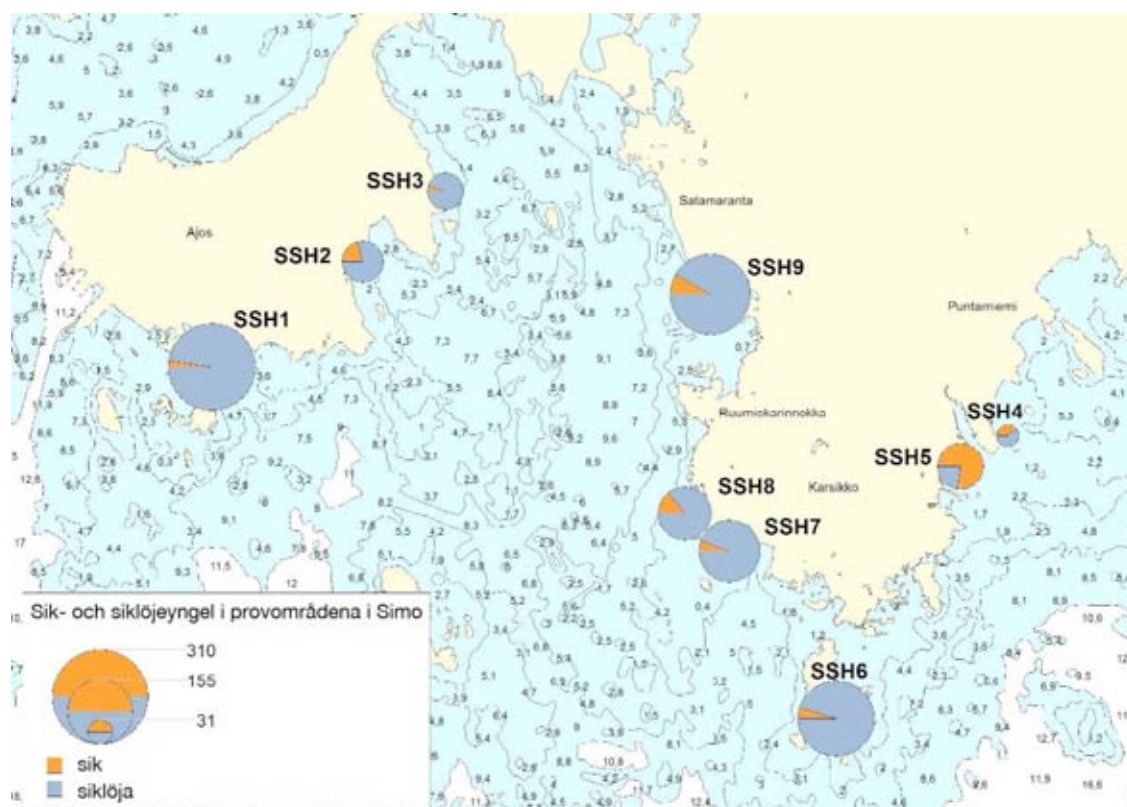


Bild 6-16. Lägena för provområdena i Simo där kartläggning av sik- och siklöjeyngel utfördes samt antalet fångade yngel per provområde.

I Simo utredningsområde fångades rikligt med siklöjeyngel. Även sikyngel fångades ställvis rikligt, men det verkar som att det finns mer siklöja än sik i Simo-området. Siklöjeyngel fångades rikligt på nästan varje provområde med undantag av den yttersta östra kanten av utredningsområdet. På den östra kanten var det dominanta bottenmaterialet sand, medan det på andra håll var grus och sten blandat med sand (89 % av hela strandlinjen). På rena sandbottenar förekom mer sikyngel i förhållande till siklöja.

På basis av denna utredning verkar det som att Simo utredningsområde är ett betydande reproduktions- och yngelområde för siklöja. Simo-området har betydelse även som reproduktions- och yngelområde för sandsik, i synnerhet på den västra sidan av utredningsområdet.

6.3.5. Kartläggning av strömmingens och abborrens reproduktionsområden

Strömmingens och abborrens reproduktionsområden kartlades med Gulf-Olympia-håv fyra skilda gånger under tiden 25.6–12.8.2009 på sammanlagt 20 provområden.

Sammanlagt fångades 39 strömmingsyngel på 16 olika provområden (Bild 6-17). Strömmingsyngel hittades på så gott som hela utredningsområdet. Mest strömmingsyngel påträffades emellertid på den södra-sydvästra sidan av Simo Karsikonniemi samt Kemi Ajos. Vid den första provtagningsgången hittades många nykläckta yngel i förhållande till de yngelmängder som fångades vid de övriga provtagningsstillfällena. Således verkar det proportionella antalet små, under 10 mm långa yngel som påträffades första gången vara mycket stort.

30.10.2009

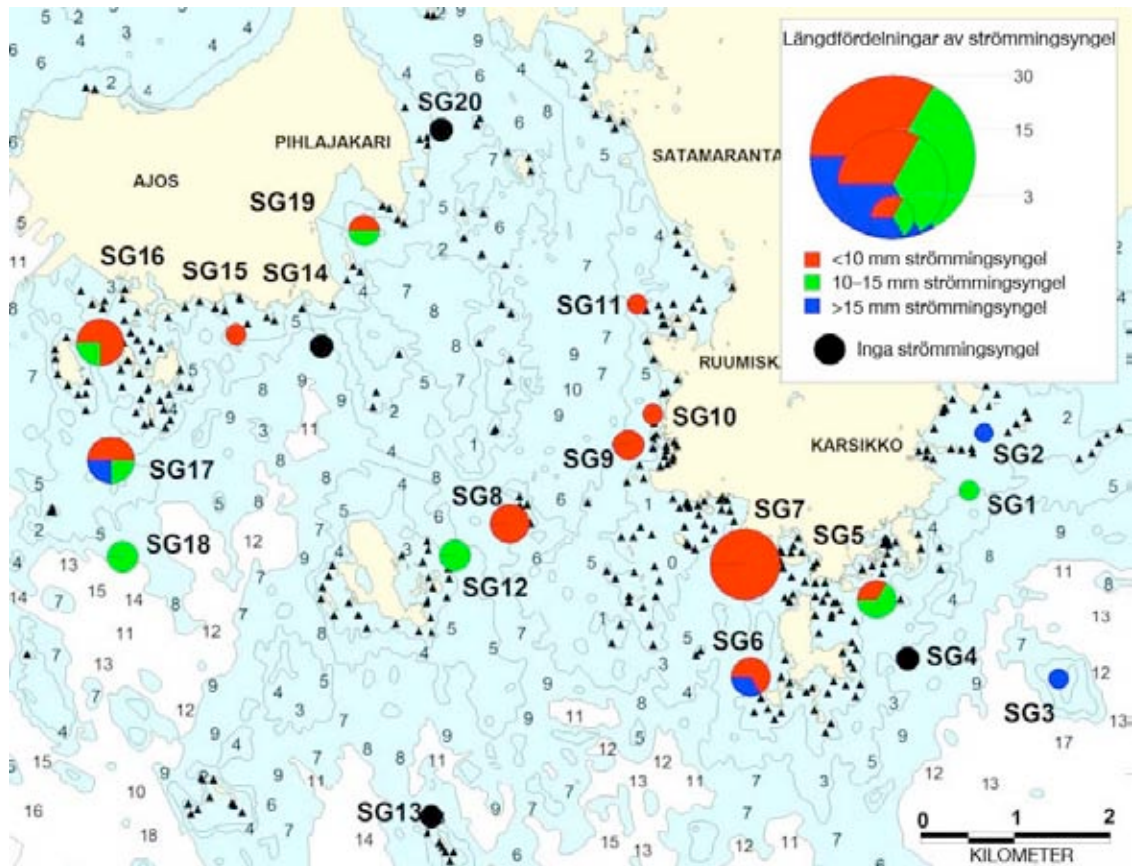


Bild 6-17. Andelarna av strömmingsynglens längdklasser per provområde. Cirkelns storlek står i relation till strömmingsynglens antal, det vill säga ju större cirkel, desto fler yngel påträffades i området. På provområdena SG4, SG13, SG14 och SG20 hittades inte ett enda strömmingsyngel.

13 stycken norsyngel påträffades vid den andra provtagningen. Alldeles nykläckta yngel hittades inte i området, så ynglen kan ha drivit till området från annat håll. Det är också möjligt att man inte lyckades fånga mindre norsyngel med Gulf-Olympia-metoden.

Sammanlagt åtta stycken abborryngel påträffades vid de tre första provtagningarna. I den förfrågan som riktades till fiskarna framkom inga reproduktionsområden för abborre. Detta, tillsammans med det lilla antalet observerade yngel, tyder på att området inte är ett betydande reproduktionsområde för abborre.

Förutom yngel av strömming, nors och abborre hittades i utredningsområdet två sikyngel, 12 smörbultyngel samt en kusttobis.

Strömmingsyngel hittades på nästan hela utredningsområdet, men antalet yngel var litet jämfört med andra utredningsområden. I området påträffades nykläckta strömmingsyngel både utanför Simo Karsikonniemi och utanför Kemi Ajos. På basis av denna utredning verkar som att strömmingens centrala reproduktionsområden är belägna i de södra delarna av Karsikonniemi och Ajos. Nykläckta yngel hittades endast vid det första provtagningstillfället, så det är möjligt att strömmingen lekte i området endast en gång under utrednings-perioden. Efter kläckning kan ynglen vandra eller passivt driva till andra områden. Det är också möjligt att Karsikko-området inte är så lämpligt som yngelområde för strömmingen.

30.10.2009

6.3.6. Bedömning av konsekvenser

I MKB-beskrivningen presenteras de lokala fiskarnas uppfattning att betydande lekområden för sandsik, siklöja och strömming utgörs bland annat av den sydöstra stranden av Karsikonniemi, Selkämatala och Nikumatala grund samt de grunda vattnen sydväst om Keminkraaseli. Enligt fiskarna är i princip nästan alla grunda (1-2 meter djupa) vatten och strandområden utanför Karsikonniemi potentiella lekområden för sandsik, siklöja och strömming.

Sommaren 2009 fångades yngel med not på södra och östra stranden av Ajos samt på västra, södra och östra stranden av Karsikonniemi. Sik- och siklöjeyngel fanns på alla undersökta områden. Fångsten av siklöjeyngel var riklig och ställvis fångades mycket sikyngel, men trots allt inte lika mycket som siklöjeyngel. Strömmingens lekområden kartlades med Gulf-Olympia-metoden. Även strömmingsyngel hittades i nästan hela utredningsområdet. Resultaten styrker uppfattningen i MKB-beskrivningen om att nästan alla grunda strandområden utanför Karsikonniemi är potentiella lekplatser för sandsik, siklöja och strömming.

På basis av notdragningar på yngel i Strömfors sommaren 2009 hittades sikens lekplatser både i det uppskattade verkningsområdet för det framtida kylvattnet från Fennovoimas kraftverk och i de områden som länge befunnit sig inom verkningsområdet för kylvattnet från Fortums befintliga kraftverk (se punkt 1.2.6.). Detta visar att den uppvärmning som orsakas av kylvatten inte nödvändigtvis påverkar sikens lek så negativt som det tidigare har bedömts. Enligt försiktighetsprincipen antas emellertid i fortsättningen att både ökning av strömningshastigheten i utloppsstället och en temperaturstegring på flera grader är skadliga för sikens och sikløjans lek. En bild på de utlopps- och intagsställena som har granskats i MKB-beskrivningen presenteras i början av kapitlet om bedömning av konsekvenserna för vattendragen.

På grund av kylvattnet skulle de grunda vattnen i närheten av de två alternativa utloppsplatserna vid Karsikonniemi (P1 och P2) inte längre lämpa sig som lekplatser för sik, siklöja och strömming eller åtminstone skulle deras lämplighet som lekplatser försämrats. Kylvattnet sprids beroende på utloppsplats med strömmarna i huvudsak mot väster och sydväst, alltså till mynningen av Veitsiluotoviken och till området mellan Karsikonniemi och Ajoskrunni. Således skulle lekområdena försämrats mest på västra och södra stranden av Karsikonniemi. För sikens och sikløjans vidkommande finns inga skillnader mellan de alternativa utloppsplatserna i förhållande till förlorade lekområden. Med tanke på strömmingens lekområden skulle det sämre utloppsalternativet vara alternativet P1 söder om Karsikko, eftersom detta område är, på basis av utredningarna, ett centralare lekområde för strömmingen än Veitsiluotoviken (utloppsalternativ P2).

En lindrig temperaturstegring i havsvattnet skulle eventuellt vara till fördel för gäddans lek. Närområdet till Karsikonniemi är emellertid olämpligt för gäddans lek. Gäddyngel påträffades inte i havet på något av provområdena. De fångade gäddynglen var sannolikt födda i diken och bäckar som rinner ut i havet. Lakbeståndet i havsområdet utanför Karsikonniemi är tämligen svagt. Lakyngel påträffades inte heller i något av provområdena. Således finns det inga viktiga reproduktionsområden för gädda och lake inom kylvattnets verkningsområde och kylvattnet har ingen betydande inverkan på havsområdets gädd- och lakbestånd.

Som vårlekande fisk kan abborren i viss mån dra nytta av den temperaturstegring som orsakas av kylvattnet. Emellertid förökar sig abborren på området endast i liten utsträckning, så kylvattnet har ingen betydande inverkan på områdets abborrbestånd.

30.10.2009

Förutom kylvattnets värmeeffekter kan fiskens reproduktionsområden påverkas av intagning av kylvatten. I MKB-beskrivningen granskades tre skilda intagsalternativ. Av dessa var ett placerat i fjärdzonen (bottenintag, 03) och två i stranden (strandintag 01 och 02). Ett strandintag kan påverka fiskens reproduktion skadligt om det placeras i yngelområden, eftersom småyngel och rom kan följa med kylvattnet till kraftverket. Även de uppbyggda intagsstrukturerna kan förstöra lekområden. De i MKB-beskrivningen granskade strandintagsalternativen skulle ha skadliga inverkningsområden på sikens och sikløjans lekområden, eftersom intagsplatserna och deras närområden är sannolika lekområden. Som ett resultat av intag och intagsstrukturer skulle intagsställena och deras omedelbara närområden inte längre vara lämpliga som lekområden. Emellertid skulle denna inverkan rikta in sig på ett tämligen litet område, och därför bedöms det inte uppstå betydande konsekvenser för områdets fiskbestånd. Ett bottenintag bedöms inte ha direkt inverkan på reproduktionsområdena, eftersom intagsstället befinner sig på långt avstånd från strandzonen samt djupt nere på botten. Emellertid följer det med fiskyngel till kraftverket även i bottenintagsalternativet.

De olika utloppsalternativen är belägna nära varandra och skiljer sig inte nämnvärt gällande inverkan på lekområden. Det bästa intagsalternativet med hänsyn till reproduktionsområdena skulle enligt denna bedömning vara bottenintag.

De grunda strandområdena vid Karsikonniemi är betydande lekområden för sandsik och siklöja. Lokalt kommer lekområden att gå förlorade och i närheten av utloppsställena försämras kvaliteten hos lekområdena. Emellertid bedöms inte detta ha betydande inverkan på havsområdets bestånd av sandsik och siklöja i ett vidare perspektiv, eftersom motsvarande lekområden förekommer i stort antal i området.

7. VANDRINGSFISKARS VANDRINGSRUTTER OCH TEMPERATURENS INVERKAN PÅ VANDRINGEN

I detta kapitel presenteras en utredning som utförts på basis av litteratur över vandringsfiskars vandringsrutter och temperaturens inverkan på fiskens vandring. Arbets- och näringsministeriet förutsatte inte en dylik utredning av den projektansvariga. På basis av ett möte med Lapplands miljöcentral den 19.5.2009 gällande innehållet i tilläggsutredningen beslöts det att uppgifterna om fiskens vandring skulle preciseras ytterligare.

7.1. Laxens vandringsrutter i Bottenhavet och i Bottenviken

Bland de älvar som mynnar ut i den norra Bottenviken på den finländska sidan fortplantar sig laxen i betydande skala i Torne älv och i Simo älv. Laxynglen växer vanligen 2-4 år i älven, varefter de simmar iväg på vandring efter föda som sträcker sig ända till Östersjöns huvudbassäng. Vandringsynglen, smoltarna, vandrar från älven ut i havet mellan slutet av maj och början av juli och vandringstoppen infaller typiskt när åvattnet når en temperatur på 10 °C (*Juttila m.fl. 2005*).

Enligt Ikonen (2006) vandrar postsmoltarna, de havsvandrande laxungarna, i Bottenviken söderut och längs med den finländska och svenska kusten där havsvattnet, på grund av grunt vatten, blir varmt snabbare än ute på fjärden. Söder om Kvarken vandrar postsmoltarna främst längs svenska kusten (*Ikonen 2006*). Fiskar har ett mycket bra värmesinne och kan söka sig till den temperatur

30.10.2009

de önskar. Fiskar kan förnimma en temperaturskillnad på endast 0,03°C i vattnet (*Bull 1936 cit.. Ikonen 2006*).

Laxens lekvandring tillbaka till förökningsälvarna sker nära ytan, vanligen på 2-3 meters djup, och vandringshastigheten är vanligen 20-30 kilometer i dygnet (*Karlsson m.fl. 1999, Westerberg m.fl. 1999*). I Bottenviken påträffas lax på väg till lekälvar från och med maj (*Siira 2007*). Huvudvandringen äger rum i juni, men ännu i juli och t.o.m. augusti pågår betydande vandring. På slutsommaren är de vandrande laxarna närmast unga laxhanar. Vandringsrutterna ändrar avsevärt från år till år. Laxen vandrar vanligen norrut längs den finländska kusten, som blir snabbare varm då den är grundare än på den svenska sidan (*Westerberg m.fl. 1999*).

Längs den svenska kusten äger vandring rum i synnerhet då vattnet är varmare där än på den finländska sidan. Då nordlig vind råder eller då vindarna är svaga flyttas laxens vandringsrutt längre ut från den finländska kusten (*Westerberg m.fl. 1999*). Enligt de märkningsprov som *Siira (2007)* utfört vandrar laxen mestadels norrut längs den finländska kusten. I Bottenhavet vandrar laxen längs båda kusterna. I Kvarken kan en del även korsa havet men efter det sker det endast få förflyttningar över havet.

Vid Pyhäjoki vandrar laxen tämligen långt ute på havet och kommer inte ännu till kusten i betydande omfattning. Laxfångsten i området är ganska liten. Till exempel i området Pattijoki-Brahestad-Salonen-Piehinki, där man även idkar aktivt ryssjefiske, har laxfångsten på 1990- och 2000-talen legat på en nivå på 1-4 ton per år (*Pöyry Environment Oy 2007b*).

Laxmärken returneras naturligtvis endast från de områden där lax fiskas, alltså i praktiken endast från ryssjefisket nära stranden. Returneringen av märken ger således ingen helhetsbild över vandringsrutterna, alltså hur mycket lax som vandrar på längre avstånd från kusten där man inte fiskar och därmed inte heller returnerar märken.

Enligt returneringarna av märken vandrar de laxar som vandrar nära kusten i norra Bottenhavet i huvudsak väster om Karlö av allt att döma med havsströmmarna direkt till området utanför Simo Karsikonniemi (*Siira 2007*). Därifrån fortsätter huvudgruppen vidare norrut till mynningen av Kemi älv och till Torneälv samt Kalix älv. En del av laxen vänder tillbaka söderut vid Karsikonniemi och vandrar ända till mynningarna av Ii älv och Ule älv. (Bild 7-1).

30.10.2009



Bild 7-1. Ett förenklat schema över den stigande laxens vandringsrutter intill kusten i norra Bottenhavet.

7.2. En översikt av litteratur gällande temperaturstegringens inverkan på vandringsfiskars vandringsrutter samt uppskattning om kylvattnets inverkan ortvis

Fiskar känner lätt av förändringar i vattentemperaturen (se stycke 2.1) och kan aktivt söka sig till lämplig temperatur. Det har också konstaterats att vattentemperaturer som stigit på grund av varmt kylvatten har inverkan på laxens rörelser (t.ex. *Sandström & Svensson 1990*). Eventuella förändringar i fiskens vandringsrutter orsakade av lokal temperaturstegring har däremot undersökts tämligen litet på basis av litteratursökning.

Laxens vandringsrutter kan finnas inom kylvattnets verkningsområde då laxen är på väg från älven mot havet för att söka föda (postsmoltar) och under lekvandring från havet mot älvarna. Enligt en laxexpert vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet har veterligen inga undersökningar om inverkan av lokal temperaturstegring i havsområde på laxens lekstigning gjorts åtminstone i Finland

30.10.2009

(Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Erkki Jokikokko, muntlig uppgift 2009). Veterligen har detta inte undersökts heller i Sverige.

Som en del av den obligatoriska kontroll av vattendragen som kraftverk åläggs har inverkan från kärnkraftverks kylvatten på fiskens vandringsrutter utretts i England och Förenta Staterna. Dessa undersökningar har fokuserat på att följa upp kraftverk som är belägna vid älvar och som släpper ut sitt kylvatten i flodbäddarna. Inte heller i dessa länder har man veterligen undersökt kustbelägna kraftverks eventuella konsekvenser för laxens vandring i havet. De planerade kraftverken i Finland är belägna tämligen långt från lekälvarnas mynningsområden och deras värmeinverkan sträcker sig inte till älvarna eller deras mynnningar. De laxfiskarter som undersökts i Förenta Staterna påträffas inte hos oss. Däremot har man i engelska undersökningar studerat laxöring och lax. I studierna har det i stort sett inte observerats några skillnader mellan arterna, så resultaten i de amerikanska undersökningarna kan anses vara vägledande även för finländska förhållanden.

I Förenta Staterna har inverkan av kylvattnet på laxfiskar undersökts bland annat som en del av kontrollprogrammet av ett kärnkraftverk vid Columbiafloden (*Grey 1983, 1985 och 1988*). De utförda telemetriska undersökningarna (undersökning med radiomärken) utvisade ingen observerad inverkan på framgången av laxens lekstigning. Undersökningarna uppvisade emellertid antydningar till undvikande av högre temperaturer, för vid utloppsplatsen simmade laxen längs den motsatta sidan av floden (*Becker 1972 cit. Langford 1990*). I undersökningarna ansågs också att kraftverkets kylvatten inte påverkar laxens vandring från floden till havet för födosökning. Man ansåg att både yngre och äldre laxfiskar kan undvika temperaturer som är skadligt höga samt deras letala (dödliga) konsekvenser (*Grey 1983, Dauble m.fl. 1987*).

I den uppföljning som utfördes i England av ett kärnkraftverk vid River Severn (åren 1932-1975) observerades inga konsekvenser av kylvattnet för lax- eller laxöringspopulationerna trots att kylvattnets värmebelastning sträckte sig över hela flodbädden både i bredd- och djupriktning och ändringen i vattentemperaturen uppgick till hela åtta grader (*Langford 1990*). Emellertid undersöktes inte eventuella konsekvenser gällande stigningstidpunkten eller vandringsfiskens vandringsrutter i floden.

Enligt Langford (1990) kan man, på basis av de utförda undersökningarna, anse det vara klart att laxens vandring i floden inte störs av effekten från kylvattnet ifall

- kylvattnet är skiktat vertikalt eller horisontellt på så sätt att fisken har en möjlighet att undvika höga temperaturer
- värmebelastningen sträcker sig över hela flodbädden både i bredd- och djupriktning, temperaturen inte överstiger den lägsta temperatur som fiskarna undviker och hela flodbädden inte värmts upp under den huvudsakliga stigningsperioden.

I Simo löper laxens och vandringsfiskens vandringsrutt delvis framför Karsikonniemi. Enligt kylvattenmodelleringen begränsas ytvattnets betydande uppvärmning på sommaren under genomsnittliga vindförhållanden, beroende på utloppsplatsalternativet från västra sidan av Laitakari till Veitsiluotoviken. Under lämpliga vind- och strömningsförhållanden kan några graders uppvärmning tidvis äga rum även söder om Laitakari. I alla alternativ blir uppvärmningen liten på över två meters djup.

30.10.2009

Avståndet från utloppsstället för kylvattnet till Simo älvs mynning är närmare 20 kilometer. Vandringsfiskens vandringsrutt fortsätter från Karsikonniemi mot Simo älvs mynning söder om Laitakari och Ajoskrunni och befinner sig därmed på södra sidan av det område som värms upp. Vandring norr om Ajoskrunni via Veitsiluotovikens mynning är sannolikt av liten skala. Således anses det att ytvattnets uppvärmning i området väster om Laitakari och i Veitsiluotoviken inte nämnvärt påverkar vandringsbeteendet hos laxen och vandringsssiken som vandrar förbi Karsikkoniemi eller vandringsfiskens stigning i Simo älv.

I Pyhäjoki går vandringsssikens vandringsrutt norrut delvis förbi Hanhikivi udde. Laxens huvudsakliga vandringsrutt går längre ut till havs. Enligt kylvattenmodelleringen begränsas ytvattnets uppvärmning på sommaren under genomsnittliga vindförhållanden till området norr om Hanhikivi samt till Kultalanlahti vik. Under lämpliga vind- och strömningsförhållanden kan uppvärmning tidvis äga rum även på den västra sidan av Hanhikivi. Uppvärmningseffekten når inte under normala vindförhållanden till området utanför Pyhäjoki. I alla alternativ blir uppvärmningen liten på över två meters djup. Lokal uppvärmning av ytvatten bedöms inte påverka vandringsbeteendet hos fiskar som vandrar norrut, men visserligen kan det hända att de i mindre grad simmar till strandvattnen utanför Hanhikivi. Uppvärmningen bedöms inte heller påverka vandringsfiskens stigning i Pyhäjoki älv.

Enligt lokala fiskare går vandringsssikens, laxens och havsöringens vandringsrutt i Strömfors åtminstone delvis förbi Kampuslandet på södra sidan av ön. Det ytskikt som värms upp av kylvattnet sträcker sig med det sydliga utloppsalternativet som störst (två kraftverksenheter) cirka två kilometer söder om Kampuslandet, alltså åtminstone delvis till de antagna vandringsrutterna för vandringsfisken. Emellertid är uppvärmningen på mer än två meters djup liten i alla alternativ. Lokal uppvärmning av ytvattnet bedöms inte påverka fiskarnas vandringsbeteende märkbart, men vandringsfisken kommer sannolikt att komma till Kampuslandets strandvatten i minskande utsträckning.

På basis av uppgifter i litteraturen kan det anses vara sannolikt att vandringsfiskens vandringsrutter lokalt kan förändras då fisken eventuellt undviker de områden som värms upp av kylvattnet. Emellertid bedöms inte den lokala uppvärmningen, på basis av dessa undersökningar och kylvattenmodelleringens resultat, påverka de egentliga vandringsrutterna eller framgångsrik vandring. De konsekvensbedömningar som presenteras i denna utredning stöder de uppfattningar som lagts fram i MKB-beskrivningen.

30.10.2009

8. PRECISERANDE KARTLÄGGNINGAR AV VEGETATION OCH NATURTYPER

I detta kapitel redovisas resultaten av de preciserande naturutredningar som gjordes 2009. Utredningarna har sammanställts för att svara mot kravet på tilläggsutredning nummer 9 i avsnitt 4.13.1 i arbets- och näringsministeriets utlåtande. Utredningarna har sammanställts enligt en plan som överlämnades till ministeriet den 9 april 2009.

"En enhetlig och täckande inventering av och redogörelse för vilka hotade livsmiljöer, växter och djur som förekommer inom verkningsområdena för de alternativa anläggningsplatserna Hanhikivi och Karsikkoniemi samt en mer detaljerad redogörelse för hur de hotade objekten skyddas i samband med projektet. ANM ber att man som en detalj vid utredningen i fråga om Karsikkoniemi beaktar de verkningar som muddringen och anläggningen av en väg på en bank eventuellt har för de hotade arterna vid stränderna. Till den delen utredningen kräver att observationer görs efter den 9 april 2009 ombeds den projektansvarige att tillställa en arbetsplan och rapportera de egentliga resultaten före den 31 augusti 2009."

I denna utredning redovisas resultaten i komprimerad form. Sakområdet behandlas närmare i en separat utredningsrapport (*Pöyry Environment 2009c, Pöyry Environment 2009d*). Förutom terrängkartläggningarna från sommaren 2009 grundar sig resultaten på tidigare naturutredningar samt på den uppdatering som gjordes 2009 i den statliga miljöförvaltningens förteckning över hotade arter. Fågelbeståndet behandlas i kapitel 5.

8.1. Genomförandemetod för tilläggsutredningarna

Preciserande terrängkartläggningar gjordes på Hanhikivi udde i Pyhäjoki 23–24.6.2009 och 21–22.7.2009. I Karsikko i Simo gjordes kartläggningar 25–26.6.2009, 7–8.7.2009, 15.7 och 23.7.2009.

I samband med terrängbesöken inventerades förekomsten av hotade växtarter och växtarter som i övrigt bör beaktas samt hotade naturtyper. Terrängutredningarna gjordes främst på strandområdet samt på den del av udden där det kommer att förläggas verksamheter som har anknytning till projektet.

Förekomsten av arter lokaliserades och avgränsades och arternas riklighet och livskraft dokumenterades. Som ett led i inventeringen kontrollerades tidigare dokumenterade förekomster av hotade växtarter i området.

Samtidigt med artinventeringarna gjordes inventeringar av hotade naturtyper. Naturtyperna avgränsades på kartan, naturtypernas särdrag dokumenterades och det gjordes en utvärdering av naturtypernas representativitet. Utvärderingen av representativiteten bygger på naturtypens naturtillstånd och i vilken grad den motsvarar kännetecknen för naturtypen. Definitionen av naturtyper bygger på Finlands miljöcentrals publikation *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus (Hotade naturtyper i Finland, Raunio m.fl. 2008)*.

Det har inte slagits fast någon ställning för eller skyddsförpliktelse i fråga om hotade naturtyper i lagstiftningen. I publikationen *Hotade naturtyper i Finland*, som har sammanställts av en rad expertgrupper, redogörs för de hotade naturtyperna. I planeringen av markanvändningen beaktas de hotade naturtyperna som objekt som är värdefulla med tanke på den biologiska mångfalden.

30.10.2009

8.2. Pyhäjoki

8.2.1. Hotade växtarter

I tabellen nedan (Tabell 8-1) redovisas de hotade arter och arter som i övrigt bör beaktas som observerades i samband med inventeringen av Hanhikivi udde i Pyhäjoki och deras skyddsstatus samt uppgifter om deras förekomst.

I tabellen används följande förkortningar för arternas skyddsstatus:

- hot. = hotad (CR = akut hotad, EN = starkt hotad, NT = missgynnad, RE = regionalt försvunnen, RT = regionalt hotad)
- frid. = fridlyst
- särsk. = art som behöver särskilt skydd
- dir. = art som upptas i bilaga IV till naturdirektivet
- ansv. = art för vilken Finland har ett särskilt internationellt ansvar.

Tabell 8-1. Hotade rörväxtarter och rörväxtarter som i övrigt bör beaktas observerade på Hanhikivi udde i Pyhäjoki samt uppgifter om deras förekomst.

art	hot.	frid.	särsk.	dir.	ansv.	senaste observation	antalet förekomster livskraft
<i>Artemisia campestris ssp. bottnica</i> Bottenviksmalört	CR, RE	X	X	X	X	Försvunnen	
<i>Botrychium multifidum</i> Höstläsbräken	NT, RT				X	1999 (eventuellt försvunnen)	1 förekomst, inexact uppgift om förekomsten, hittades inte 2008/2009
<i>Hippuris tetraphylla</i> Ishavshästsvans	EN	X		X	X	2002, 2006	2 förekomster, 2009 observerades endast hybrider
<i>Iris pseudacorus</i> Svärdslilja		X				2008, 2009	4 förekomster, god livskraft, små bestånd
<i>Potamogeton friesii</i> Uddnate	NT					1994 (eventuellt försvunnen)	1 förekomst, inexact uppgift om förekomsten, hittades inte 2009
<i>Primula nutans</i> var. <i>jokelae</i> Strandviva	EN	X		X	X	2003–2009	12 förekomster (2009), eventuella överlappningar i dokumentationerna om förekomst från olika år, livskraften huvudsakligen god, varierande storlek på bestånden (enstaka-tusentals).

I bilden nedan (Bild 8-1) visas artförekomsternas läge på Hanhikivi udde. Arterna på kartbilden har delats in i tre kategorier utifrån deras skyddsstatus.

Till de **strikt skyddade arterna** hör de arter som upptas i bilaga IV till naturdirektivet och arter som behöver särskilt skydd. Dessa arter är nationellt hotade och en del av dem är även fridlysta.

Bottenviksmalörten har antagligen försvunnit. I de kartläggningar som gjordes 2009 fann man inte heller några förekomster av ishavshästsvans, endast en hybrid mellan hästsvans och ishavshästsvans (mellanhästsvans).

Den enda strikt skyddade art som man fann i samband med kartläggningarna av Hanhikivi udde är därmed strandviva. Den förekommer rikligt på Hanhikivi udde, där den är koncentrerad till den östra stranden av udden. De största bestånden av strandviva finns på den lågväxta havsstrandängen i Lipinlahti. Bestånden på Ankkurinnokka och Takaranta havsstrandängar är små.

30.10.2009

Till kategorin **fridlysta arter** i Hanhikivi hör svärdsililjan (inte hotad, inte en art som behöver särskilt skydd/i enlighet med bilaga IV till naturdirektivet). Svärdsililjan förekommer på fyra platser på den västra stranden av Hanhikivi udde.

Till **arter som bör beaktas** räknas missgynnade och regionalt hotade arter. I inventeringen 2008/2009 fann man inga förekomster av höstlåsbräken eller uddnate.

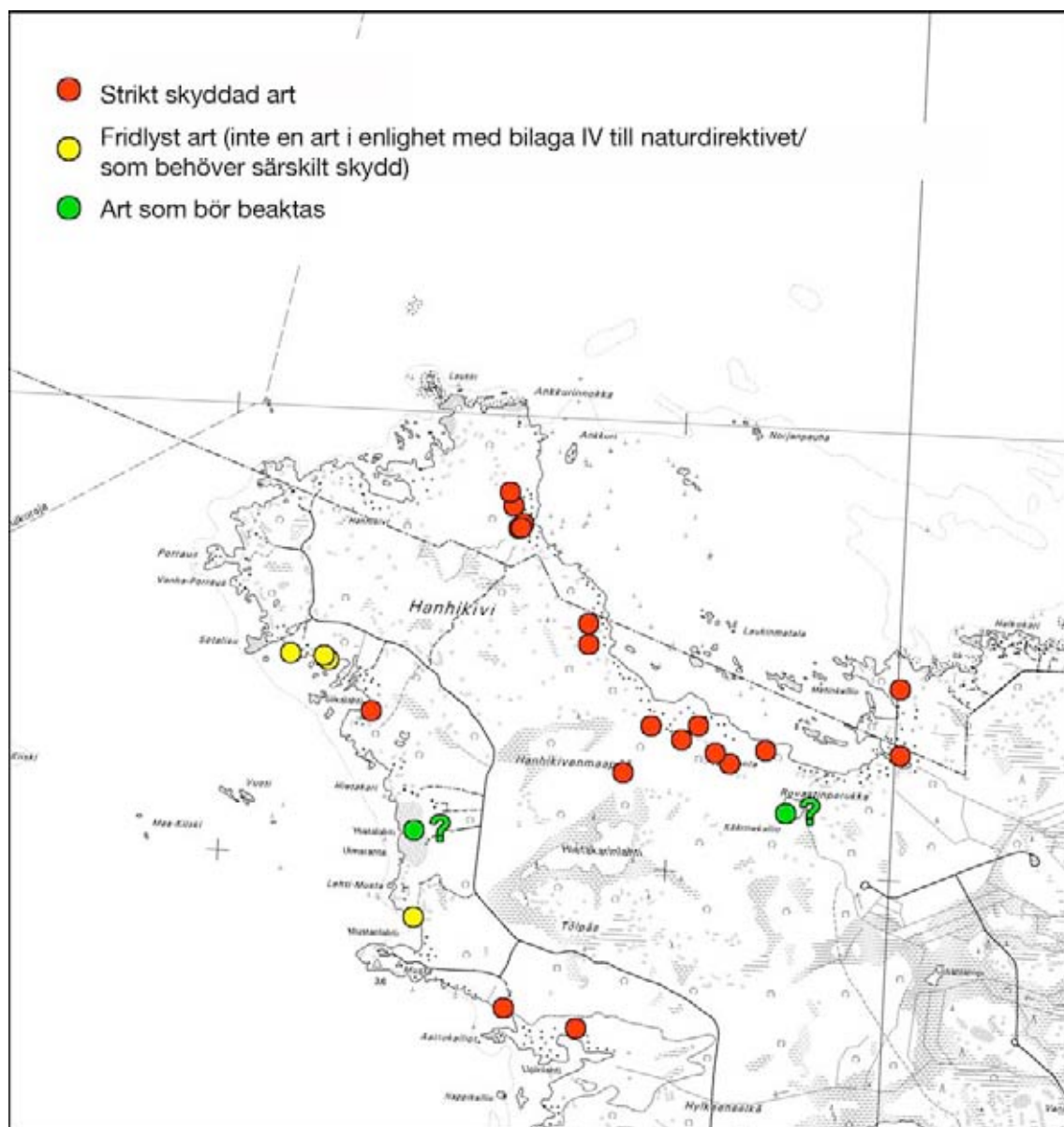


Bild 8-1. Regional förekomst av rörväxtarter som bör beaktas på Hanhikivi udde. Arterna har delats in i tre kategorier utifrån deras skyddsstatus. Förekomsten av höstlåsbräken och uddnate är i nuläget osäker. Man fann inga förekomster av dessa i de kartläggningar som gjordes 2009 (förekomsterna har märkts ut på kartan med frågetecken).

30.10.2009

8.2.2. Hotade naturtyper

I bilden nedan (Bild 8-2) visas den regionala förekomsten av hotade naturtyper på Hanhikivi udde. Naturtypen successionsserier av skogar vid landshöjningskusten har inte märkts ut särskilt på kartan, eftersom den täcker merparten av udden.

De hotade naturtyperna presenteras i enlighet med Norra Österbottens miljöcentrals anvisningar (Tupuna Kovanen 8.10.2009); på kartan visas representativa figurer, men figurerna för exempelvis utdikningar och hårt skogsbruk (avverkningar) tas endast upp i tabellen (Tabell 8-2). I tabellen används följande förkortningar för naturtypernas skyddsstatus: CR = akut hotad, EN = starkt hotad, NT = missgynnad - inte hotad, VU = sårbar, DD = kunskapsbrist, LC = livskraftig.

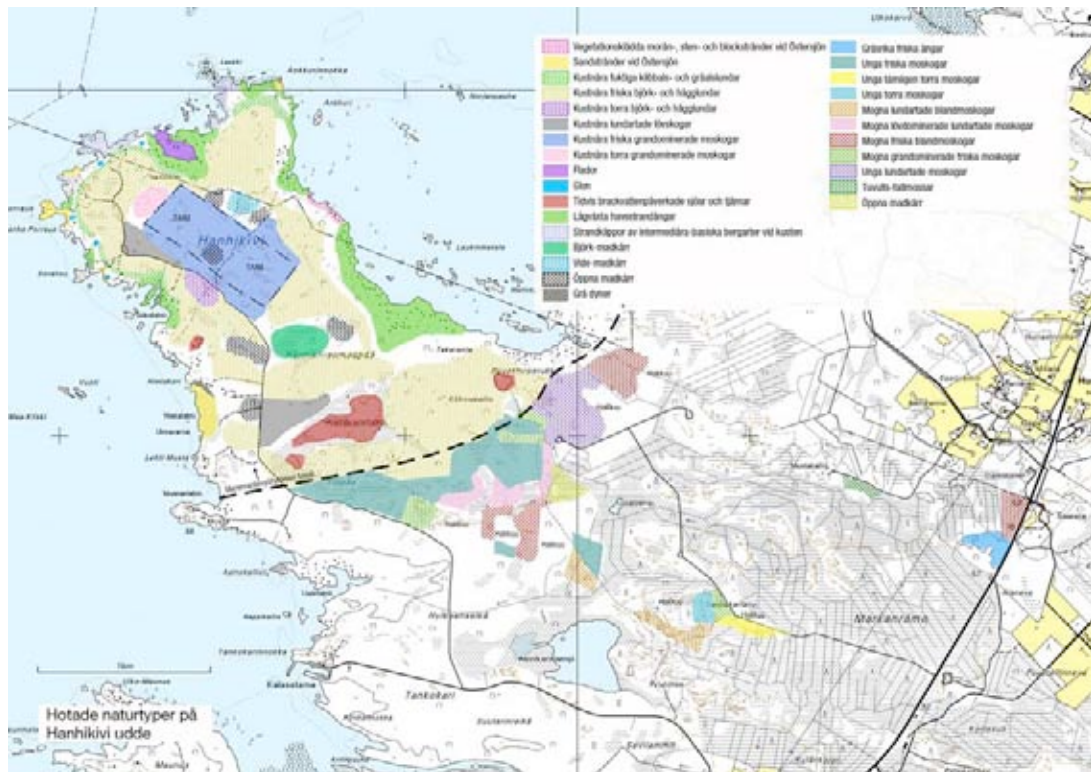


Bild 8-2. Förekomsten av hotade naturtyper på Hanhikivi udde.

30.10.2009

Tabell 8-2. Förekomsten av hotade naturtyper och deras representativitet.

naturtyp	hotad (hela landet)	förekomst i utredningsområdet	representativitet
Vegetationsklädda morän-, sten- och blockstränder vid Östersjön	NT	Ett litet område på den östra stranden av Hanhikivi udde.	Liten, god
Sandstränder vid Östersjön	EN	Hietalahti (badstranden). Sotalisu. Porraus.	Hietalahti badstrand håller på att växa igen. Övriga i små bestånd, god.
Grå dyner	VU	Östra delen av Takaranta. Hietalahti. Sotalisu. Porraus.	Små, betydande.
Kustnära fuktiga klibbals- och gråalslundar	NT	Ställvis i riktning mot mitten av udden på grund av landhöjningskustens succession.	Liten, god.
Kustnära friska klibbals- och gråalslundar	NT	Följande i successionen: albuskage av ålggrästyp.	Liten, god.
Kustnära friska björk- och hägglundar	NT	Mitt på udden och nära stränderna, ofta direkt efter videzonen.	Utmärkt
Kustnära torra björk- och hägglundar	NT	Mitt på udden.	Små bestånd, god.
Kustnära lundartade lövskogar	VU	Mitt på udden nära Hietakarinalahti.	God, delvis plantbestånd.
Kustnära lundartade granbestånd	EN	Mitt på udden.	Ytterst små bestånd, god.
Kustnära friska grandominerade moskogor	EN	De mittersta delarna av udden.	Till största delen plantbestånd. Små bestånd av äldre träd. God.
Kustnära torra grandominerade moskogor	EN	De mittersta delarna av udden.	Förhållandevis litet bestånd. God.
Successionsserier av skogar vid landhöjningskusten	CR	Hela Hanhikivi udde.	Utmärkt
Flador	VU	Siikalahti och Lipinlahti. Viken vid Hanhikivis nordvästra äng.	Utmärkt
Glon	EN	Små pölar på den västra delen av udden.	God, små. En del i det närmaste igenvuxna.
Tidvis brackvattenpåverkade sjöar och tjärnar	VU	Hietakarinalahti. Heinikarinalampi. Rovastinperukka. Liisanlampi. Även mindre glon på den västra delen av Hanhikivi udde.	God
Sävdominerade havsstrandängar	DD	Ställvis på de östra och norra delarna av udden. Takaranta. Siikalahti. Hietakarinalahti.	Smal zon mellan stranden och vattnet. Utmärkt.
Lågväxta tåg-, gräs- och starrdominerade havsstrandängar	CR	De större havsstrandängarna i de östra och norra delarna av Hanhikivi udde. Takaranta. Siikalahti. Hanhikivis nordvästra äng. Hanhikivis östra äng. Hanhikivis norra äng. Hietakarinalahti.	Utmärkt.
Högstarrdominerade havsstrandängar	CR	Ankkurinnokka. Porraus.	Små bestånd. Utmärkt.
Saltskonor	CR	Takaranta.	Möjligtvis små fläckar utan växtlighet på Takaranta äng. Utmärkt.
Strandklippor av intermediära-basiska bergarter vid kusten	NT	Hanhikivis klippstränder. I första hand på stränderna i de norra delarna av Hanhikivi udde.	God.
Björk-madkärr	NT (Södra Finland VU)	Vid Hanhikivis landfäste.	Små bestånd, god.
Vide-madkärr	NT (Södra Finland NT)	Mitt på Hanhikivi udde.	Små bestånd, god.
Öppna madkärr	LC (Södra Finland NT)	Ställvis i mitten av Hanhikivi udde.	Små bestånd, god.
Tuvulls-tallmossar	LC (Södra Finland NT)	I området för vägsträckningen.	Små bestånd, god.
Gräsrika friska ängar	EN	Längs riksväg 8, inom området för vägsträckningen.	Oskött, i dåligt skick.
Unga lundartade moskogor	VU	I närheten av Rovastinperukka.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Unga friska moskogor	VU	I områdena för ledningsgatan och vägsträckningen.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Unga tämligen torra moskogor	VU	I områdena för ledningsgatan och vägsträckningen.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Unga torra moskogor	VU	I området för ledningsgatan.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Mogna lundartade blandmoskogor	NT	I områdena för ledningsgatan och vägsträckningen.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Mogna lövdominerade lundartade moskogor	EN	I området för vägsträckningen.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Mogna friska blandmoskogor	NT	I områdena för ledningsgatan och vägsträckningen.	I skogsbruk, dålig representativitet.

30.10.2009

På Hanhikivi udde förekommer många naturtyper som klassificeras som hotade eller missgynnade. Det har inte slagits fast någon ställning för eller skyddsförpliktelse i fråga om dessa hotklassificerade naturtyper i lagstiftningen. De representativa objekten ska dock beaktas med tanke på den biologiska mångfalden.

Hanhikivi udde har klassificerats som ett viktigt objekt när det gäller naturtypen successionsserier av skogar vid landhöjningskusten, och området är förmodligen ett av de tio viktigaste i landskapet när det gäller successionsskogsobjekt vid havsstränderna. Beträffande successionsserier av skogar vid landhöjningskusten förekommer i Hanhikivi kustnära lundartade lövskogar, kustnära lundartade granbestånd, friska grandominerade moskogor och torra grandominerade moskogor. De kustnära lundartade lövskogarnas representativitet är god, även om en del av dem består av plantbestånd. Mitt på Hanhikivi udde förekommer ytterst små kustnära lundartade granbestånd som är representativa för naturtypsbeskrivningen. På Hanhikivi udde saknas successionsseriens sista fas, det vill säga fullvuxen skog. Mitt på udden förekommer friska grandominerade moskogor, men de består till största delen av plantbestånd. Mitt på udden förekommer små bestånd av torra grandominerade moskogor. Uddens helhet av successionsserier splittras av utdikningar på uddens landfäste samt partiellt skogsbruk mitt på udden.

På Hanhikivi udde är havsstrandängarna koncentrerade till uddens norra och östra stränder, och största delen av dem är representativa. På Hanhikivi udde förekommer lågväxta tåg-, gräs- och starrdominerade havsstrandängar samt i mindre omfattning högstarrdominerade havsstrandängar. Av Norra Österbottens miljöcentrals inventeringsdokument framgår det att det även skulle förekomma saltskonor på Takaranta havsstrandäng. I samband med den kartläggning som gjordes 2009 observerades dock inga sådana.

I fråga om kustnära brackvattenpåverkade småvatten förekommer i Hanhikivi flador, tidvis brackvattenpåverkade tjärnar samt glon. Flador förekommer i Siikalahti och Lipinlahti samt i den norra delen av Hanhikivi. Glona i Hanhikivi är små och förekommer i de västra och norra delarna av udden. En del av glona motsvarar naturtypsbeskrivningen väl, medan en del är så gott som igenvuxna och uttorkade. I bland annat Hietakarilahti, Heinikarinlampi och Rovastinperukka förekommer naturtypen tidvis brackvattenpåverkade sjöar och tjärnar. Dessutom finns det två mindre tjärnar på den västra delen av udden.

De sandstränder vid Östersjön och grå dyner som förekommer på Hanhikivi udde är små till ytan och få till antalet. Den största av sandstränderna i området, badstranden i Hietalahti, är så gott som igenvuxen. Grå dyner förekommer lokalt i samband med sandstranden.

I området kring ledningsgatan (mellan kraftverksområdet och riksväg 8) består vegetationen huvudsakligen av ekonomiskog och sankmarker, som har förändrats i olika grad genom utdikning.

8.2.3. Skydd av hotade objekt

De terrängkartläggningar som gjordes 2009 preciserade kunskapen om förekomsten av hotade arter på Hanhikivi udde och hotade naturtyper i området.

Skyddet av hotade objekt behandlas här ur planläggningssynpunkt, eftersom det praktiskt belyser hur det är tänkt att kraftverksverksamheterna ska placeras samt hur de hotade objekten har beaktats redan i detta skede av planeringen. I utkastet till delgeneralplan för Hanhikivi kärnkraftverksområde från den 24 oktober 2008 har det märkts ut ett energiförsörjningsområde på udden (EN-

30.10.2009

1). På området finns dessutom två EN-2-avgränsningar (energiförsörjningsområde). På EN-1-området visas några lu-1 och lu-2-objektsavgränsningar (del av ett område av särskilt stor betydelse med tanke på den biologiska mångfalden) som ska beaktas i placeringen av verksamheterna. I bilden nedan visas planavgränsningar (EN-1, EN-2), hotade naturtyper och artförekomster som bör beaktas (Bild 8-3).

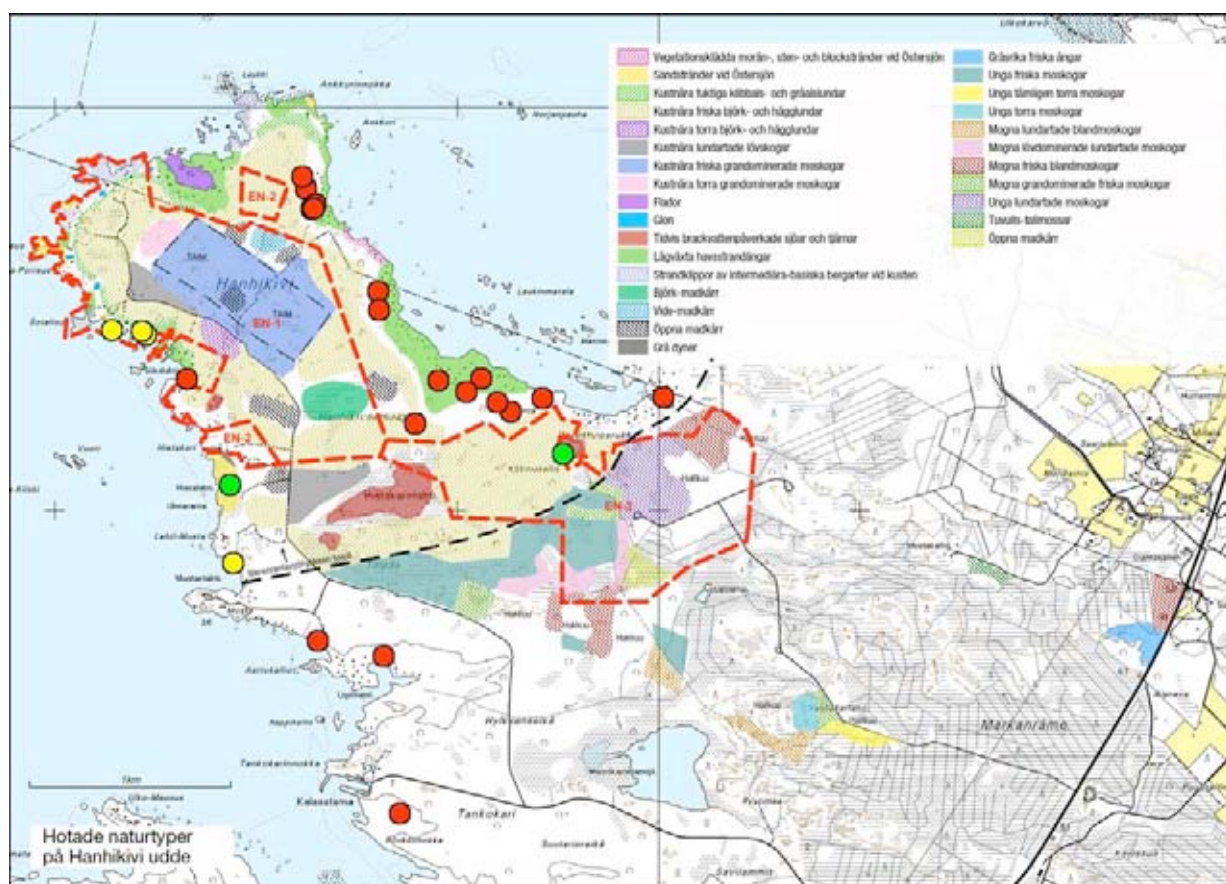


Bild 8-3. Hotade naturtyper på Hanhikivi udde, förekomsten av arter som bör beaktas och avgränsningar av verksamhetsområdena (EN-1, EN-2) i utkastet till delgeneralplan.

I planutkastet har följande områden avgränsats så att de ligger utanför verksamhetsområdena (EN-1, EN-2):

- alla naturskyddsområden i närheten av projektområdet: naturskyddsområdet Ankkurinnokka, Parhalahti-Syölälinlahti och Heinikarinlampi naturskyddsområde – Natura 2000-området, Hanhimaan naturskyddsområde, Ojala naturskyddsområde, Pikkukallio naturskyddsområde, Niemi naturskyddsområde
- gränserna för naturtyperna enligt 29 § i naturskyddslagen: Takaranta havsstrandäng och dyn, Hanhikivis östra äng, Hanhikivis norra äng, Hanhikivis nordvästra äng, Siikalahti, Juholanranta havsstrandäng
- vårdbiotopobjekt: Takaranta, Juholanranta äng, Maunus strandängar
- förekomstområdena för växtarter som är fridlysta med stöd av bilaga IV till naturdirektivet (strandviva, ishavshästsvans).

30.10.2009

De verksamheter som har anknytning till projektet har inom EN-områdena planerats så att de i huvudsak är koncentrerade till de mittersta delarna av Hanhikivi udde. Genom dessa åtgärder försöker man bevara strandzonens naturvärden. På stranden placeras konstruktioner för intag och utlopp av kylvatten samt en hamnbrygga. Genom noggrann placering av dessa verksamheter är det möjligt att minska påverkan på naturobjekten. I planförslaget specificeras dessutom ett antal naturobjekt (i första hand glosjöar) som bör beaktas inom EN-1-området.

I planförslaget har havsstrandängarna avgränsats så att de ligger utanför verksamhetsområdena. De växtarter som bör beaktas förekommer i huvudsak på dessa strandängsobjekt. I de kartläggningar som gjordes sommaren 2009 dokumenterades flera nya förekomster av strandviva i området. Projektet kommer inte att ha några direkta konsekvenser för de observerade växtplatserna för strandviva. Kylvattnets värmeeffekt kan dock leda till igenväxning av strandängarna. Förändrade växtplatser kan därmed minska förekomsterna av den strikt skyddade strandvivan. Detsamma gäller för förekomsterna av den strikt skyddade ishavshästsvansen. Strandängarna kan vid behov restaureras exempelvis genom slåtter.

Alla naturobjekt som skyddas genom lag har i planläggningen avgränsats så att de ligger utanför verksamhetsområdena, men projektet skulle ha betydande konsekvenser för den biologiska mångfalden på Hanhikivi udde. Projektet kommer att leda till att Hanhikivis representativa sammanhängande havsstrandskogar splittras och att områdets betydelse som modell för landhöjningskustens obrutna successionsutveckling minskar avsevärt. Projektet skulle särskilt påverka successionsseriens äldre delar i de mittersta delarna av Hanhikivi udde. Representativiteten hos de hotade naturtyperna mitt på udden har dock till viss del försämrats på grund av skogsbruk (avverkningar, utdikningar).

Vad gäller ledningsgatorna blir påverkan på vegetationen liten, eftersom terrängkorridoren huvudsakligen kommer att gå genom brukade skogs- och myrområden där det inte finns några särskilda naturvärdeobjekt.

8.3. Simo

8.3.1. Hotade växtarter

I tabellen nedan (Tabell 8-3) redovisas de hotade arter och arter som i övrigt bör beaktas som observerades i samband med inventeringen av Karsikkoniemi i Simo och deras skyddsstatus samt uppgifter om deras förekomst.

I tabellen används följande förkortningar för arternas skyddsstatus:

- hot. = hotad (CR = akut hotad, EN = starkt hotad, NT = missgynnad, RE = regionalt försvunnen, RT = regionalt hotad)
- frid. = fridlyst
- särsk. = art som behöver särskilt skydd
- dir. = art som upptas i bilaga IV till naturdirektivet
- ansv. = art för vilken Finland har ett särskilt internationellt ansvar.

30.10.2009

Tabell 8-3. Hotade rörväxter och rörväxter som bör beaktas i Karsikko.

art	hot.	frid.	särs k.	dir.	ansv .	senaste observation	antalet förekomster livskraft
<i>Alisma wahlenbergii</i> smäsvalting	VU	X	X	X	X	2004	inte kontrollerad 2009, förekomsten ligger inte inom projektområdet
<i>Alnus glutinosa</i> klibbal	RT(3c)					1991	1 förekomst, inexakt uppgift om förekomsten, påträffades inte 2009
<i>Artemisia campestris</i> ssp. <i>bottnica</i> bottenviksmalört	CR	X	X	X	X	1992	2 förekomster, inexakta uppgifter om förekomsterna, påträffades inte 2009
<i>Calypso bulbosa</i> norna	VU	X		X	X	2007–2008	3 förekomster, inte i de områden som kontrollerades 2009
<i>Carex heleonastes</i> myrstarr	VU	X			X	1991, 2009	2 förekomster, inexakt uppgift om förekomsten i det ena fallet, tämigen livskraftig vid kontrollen 2009
<i>Carex livida</i> vitstarr					X	2009	5 förekomster, varierande storlek på bestånden, god/utmärkt livskraft
<i>Crassula aquatica</i> fyrling	NT				X	1991, 2001	2 förekomster, inexakta uppgifter om förekomsterna, påträffades inte 2009
<i>Dactylorhiza incarnata</i> ssp. <i>cruenta</i> blodnyckel	VU	X				2009	tiotal förekomster, enstaka–ca 20 individer, god/utmärkt livskraft
<i>Dactylorhiza incarnata</i> ssp. <i>incarnata</i> ängsnyckel	NT, RT (3a)					2002, 2008, 2009	ett tiotal förekomster, 1–15 st./bestånd, livskraften huvudsakligen god
<i>Eriophorum latifolium</i> gräsull	RT (3a)					2009	5 förekomster, rikliga, god livskraft
<i>Hammarbya paludosa</i> myggblomster	RT (3a)	X				2006	1 förekomst, påträffades inte 2009
<i>Hippophae rhamnoides</i> havtorn	RT(3c)					2002, 2008, 2009	tiotal förekomster, rikliga bestånd, livskraften huvudsakligen utmärkt
<i>Iris pseudacorus</i> svärdslilja	RT(3c)					2009	1 förekomst, stort bestånd, utmärkt livskraft
<i>Lathyrus japonicus</i> ssp. <i>maritimus</i> strandvial	RT(3c)					1991, 2000, 2009	6 förekomster, 2009 fann man 2 förekomster, inexakta uppgifter om förekomsterna i fyra fall, god eller utmärkt livskraft hos de observerade förekomsterna
<i>Ophioglossum vulgatum</i> ormtunga	RT(3c)					2000, 2002, 2008, 2009	ca 15 förekomster, 2008–2009 fann man 12 förekomster, varierande storlek på bestånden, god/utmärkt livskraft
<i>Pinguicula vulgaris</i> tätört	RT (3a)					2008, 2009	5 förekomster, enstaka individer, utmärkt livskraft
<i>Polygonatum odoratum</i> getrams	RT (3a, 3c)					2000	1 förekomst, inexakt uppgift om förekomsten, påträffades inte 2009
<i>Potamogeton friesii</i> uddnate	NT					1983, 1991	inexakta uppgifter om förekomst, påträffades inte 2009
<i>Primula nutans</i> var. <i>jokelae</i> strandviva	EN	X		X	X	2000, 2002, 2006, 2007, 2008, 2009	tiotal förekomster, varierande storlek på bestånden, enstaka–hundratals individer, livskraften huvudsakligen god/utmärkt
<i>Ranunculus confervoides</i> hårmöja	RT(3c)					1984, 1991	2 förekomster, inexakta uppgifter om förekomsterna, påträffades inte 2009
<i>Silene nutans</i> backglim	NE (3a), RT (3c)					1903	1 gammal uppgift om förekomst, mycket inexakt uppgift om förekomsten, påträffades inte 2009
<i>Trifolium spadiceum</i> brunklöver	NT					2007	1 förekomst, norr om riksväg 4, kontrollerades inte 2009

30.10.2009

I bilden nedan (Bild 8-4) visas artförekomsternas läge i Karsikkoniemi. På kartbilden har arterna delats in i tre kategorier utifrån deras skyddsstatus.

Till de **strikt skyddade arterna** hör de arter som upptas i bilaga IV till naturdirektivet och arter som behöver särskilt skydd. Dessa arter är nationellt hotade och en del av dem är även fridlysta.

Strandvivan står för de rikligaste förekomsterna när det gäller hotade arter i Karsikkoniemi och på ön Laitakari. Så gott som alla röda markeringar längs kusten i Bild 8-4 är förekomster av strandviva. Strandvivan växer så gott som alltid på sådana platser längs Karsikkos stränder där växtplatsen är gynnsam för arten, det vill säga på lågväxta havssträndängar eller vegetationsklädda stenstränder.

Det påträffades inga förekomster av bottenviksmalört i de kartläggningar som gjordes 2009 (inexakta observationsuppgifter i förteckningen över hotade arter). Förekomsterna kan ha försvunnit på grund av vägarbetena intill riksväg 4.

Till klassen **fridlysta arter** hör de fridlysta hotade arter som inte behöver särskilt skydd eller som inte tillhör de arter som upptas i bilaga IV till naturdirektivet.

Till **arter som bör beaktas** räknas missgynnade och regionalt hotade arter. Flera av de hotade arterna i Karsikko hör dessutom till de arter för vilka Finland har ett särskilt internationellt ansvar.

På samma växtplatser som strandviva växer ofta ormtunga (bör beaktas) och orkidéer. Största delen av strändernas förekomster av orkidéer består av blodnyckel (fridlyst, nationellt hotad) eller hybrider av blodnyckel och ängsnyckel (bör beaktas). Havtorn (bör beaktas) är en mycket vanlig art längs Karsikkos stränder.

På myrområdena i de mittersta delarna av Karsikkoniemi, i synnerhet i området kring Karsikkojärvi, observerades förekomster av blod- och ängsnyckel samt förekomster av missgynnade och regionalt hotade arter och arter för vilka Finland har ett särskilt internationellt ansvar (Tabell 8-3). I utredningsområdet förekommer även fridlysta myggblomster och myrstarr (nationellt hotad).

30.10.2009

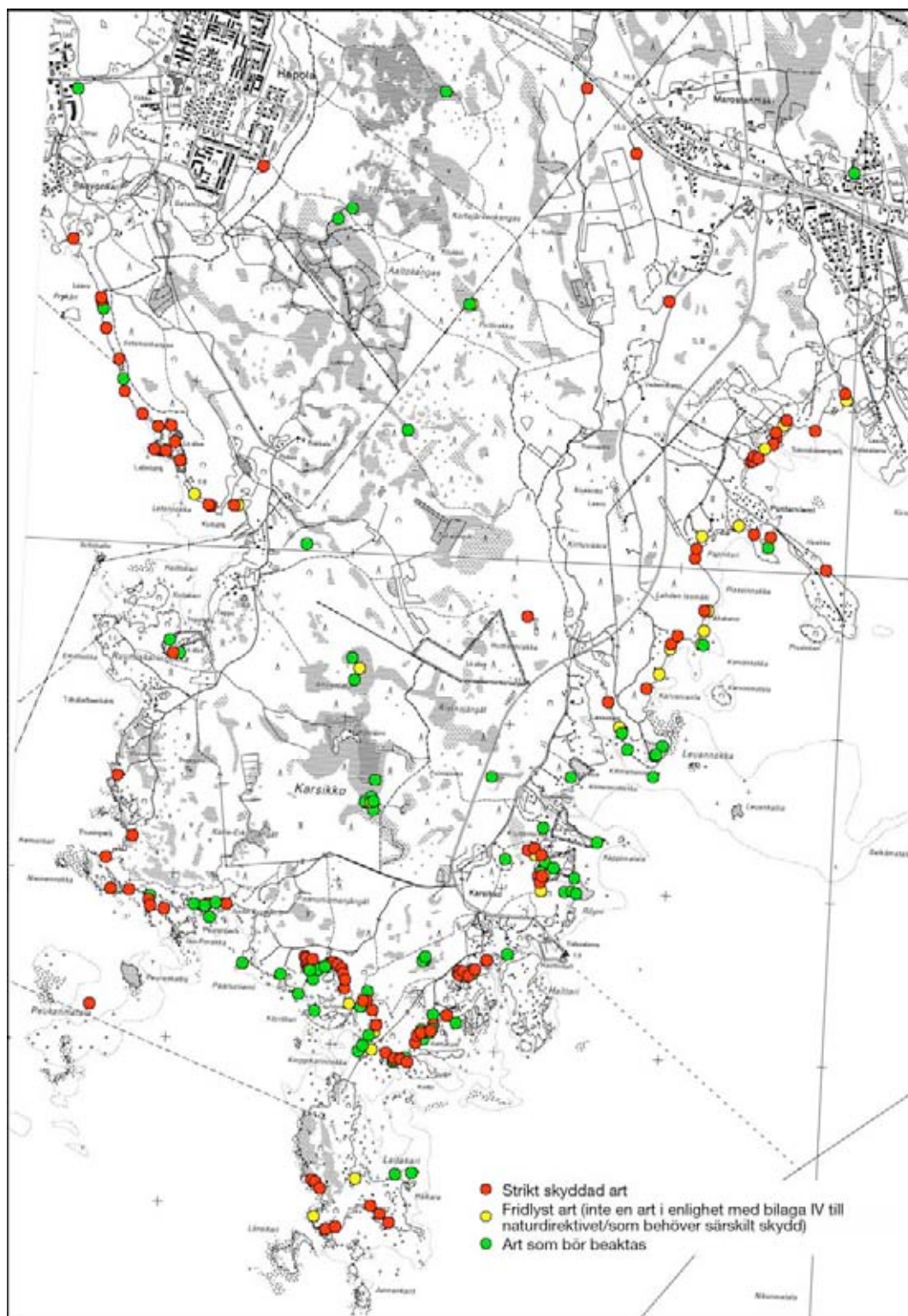


Bild 8-4. Regional förekomst av rörväxtarter som bör beaktas i Karsikkoniemi. Arterna har delats in i tre kategorier utifrån deras skyddsstatus.

30.10.2009

8.3.2. Hotade naturtyper

I bilden nedan (Bild 8-5) visas den regionala förekomsten av hotade naturtyper i Karsikkoniemi.

De hotade naturtyperna presenteras i enlighet med Norra Österbottens miljöcentrals anvisningar (Tupuna Kovanen 8.10.2009); på kartan visas representativa figurer, men figurerna för exempelvis utdikningar och hårt skogsbruk (avverkningar) tas endast upp i tabellen (Tabell 8-4). Tabellen innehåller naturtyper och deras förekomstområden samt en bedömning av naturtypernas representativitet. Följande förkortningar har använts för naturtypernas skyddsstatus: CR = akut hotad, EN = starkt hotad, NT = missgynnad – inte hotad, VU = sårbar, DD = kunskapsbrist, LC = livskraftig.

30.10.2009

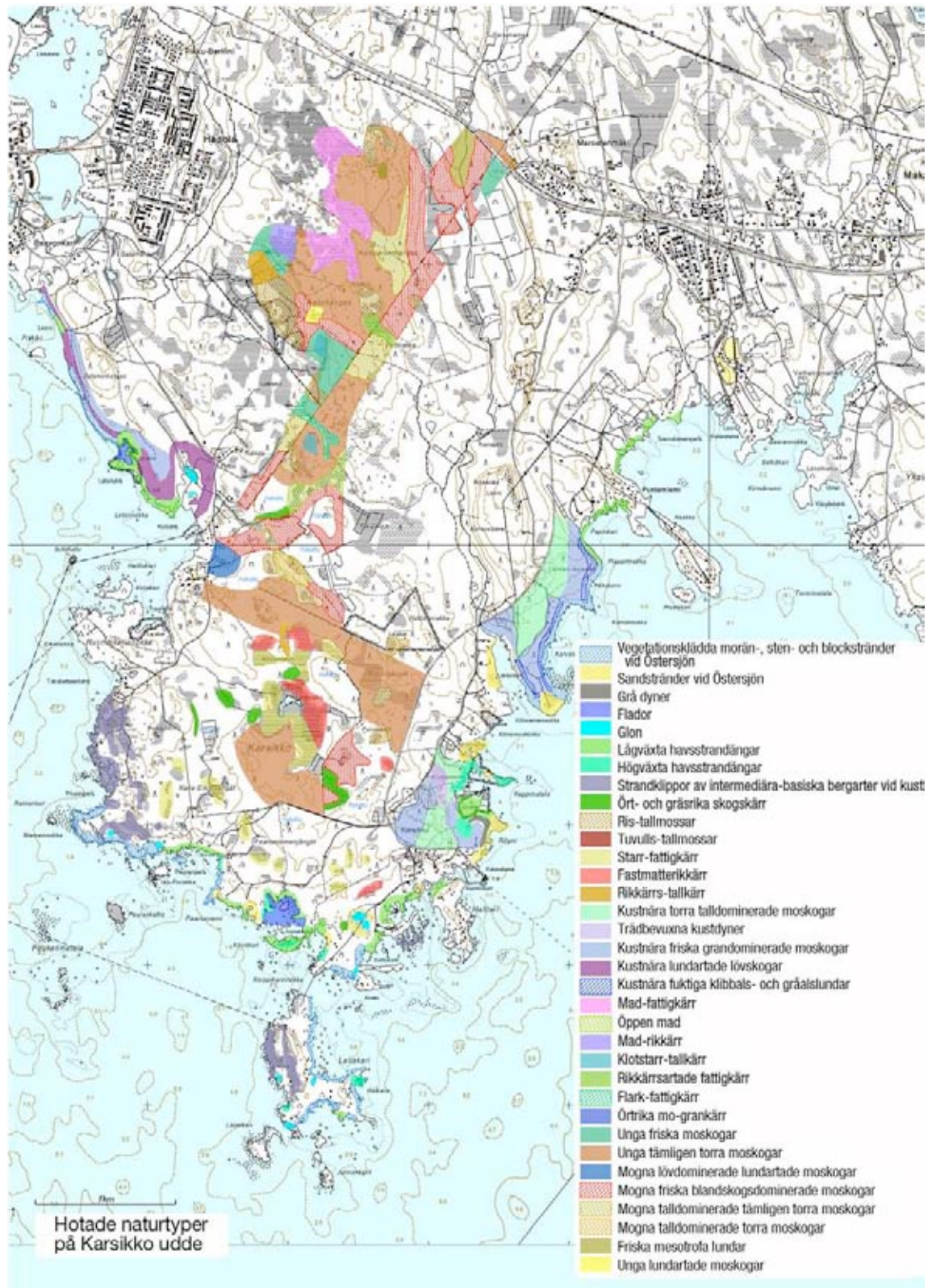


Bild 8-5. Förekomsten av hotade naturtyper i Karsikko.

30.10.2009

Tabell 8-4. Förekomsten av hotade naturtyper i Karsikkoniemi och deras representativitet.

naturtyp	hotad (hela landet)	förekomst i utredningsområdet	representativitet
Vegetationsklädda morän-, sten- och blockstränder vid Östersjön	NT	Korpikarinnokka, Paanuniemi, Peuranperä, Niemennokka, Prusinperä. I synnerhet på stränderna på den västra delen av udden.	Utmärkt. Växtplats för strandviva.
Sandstränder vid Östersjön	EN	Röyni.	Huvudsakligen små bestånd. Utmärkt.
Grå dyner	VU	Röyni.	Små bestånd. God.
Successionsserier av skogar vid landhöjningskusten	CR	Strandzonen på Karsikko udde. Successionsseriens första faser på en förhållandevis smal remsa. Huvudsakligen i successionens sista faser.	Successionens första faser (strandzonen) goda. Låg representativitet för successionens sista faser på grund av skogsbruksåtgärder.
Kustnära fuktiga klubbals- och gråalslundar	NT	Små förekomster, främst på den östra och södra delen av udden. Saknas på den västra delen av udden.	God.
Kustnära friska grandominerade moskogar	EN	Största delen av skogarna i Karsikko.	Skogarna brukas. Till största delen avverkade. Dålig representativitet.
Kustnära torra talldominerade moskogar	CR	Allt eftersom successionen fortskrider i de mittersta delarna av Karsikko.	Skogarna brukas. Till största delen avverkade. Dålig representativitet.
Flador	VU	Juurakkokari.	God.
Glo	EN	Små dammar i den södra delen av udden. På ön Laitakari.	God.
Sävdominerade havsstrandängar	DD	Karsikko havsstrandäng.	Små bestånd. Utmärkt.
Högstarrdominerade havsstrandängar	CR	Karsikko havsstrandäng.	Små bestånd. Utmärkt.
Lägväxta tåg-, gräs- och starrdominerade havsstrandängar	CR	Uddens södra delar. Västerut från fiskehamnen ända till Paanuniemi.	Utmärkt. Växtplats för strandviva.
Högväxta havsstrandängar	EN	På ön Laitakari. Käyräkari.	Små bestånd. God.
Strandklippor av intermediära-basis-ka bergarter vid kusten	NT	De västra delarna av udden. Mustakallio, Ön Laitakari.	Utmärkt.
Ört- och gräsrika skogskärr	Södra Finland EN	Ställvis i de mittersta delarna av Karsikko.	Små bestånd. Utmärkt.
Ris-tallmossar	Södra Finland NT	Ställvis i de mittersta delarna av Karsikko.	Små bestånd. God.
Tuvulls-tallmossar	Södra Finland NT	Mitt på Karsikko.	Små bestånd. God.
Rikkärrs-tallkärr	Södra Finland CR	Mitt på Karsikko.	Små bestånd. Utmärkt.
Starr-fattigkärr	Södra Finland VU	Största delen av kärren i Karsikko.	Utmärkt.
Fastmatterikkärr	Södra Finland CR	Mitt på Karsikko. I synnerhet i närheten av Karsikkojärvi.	Utmärkt.
Flark-fattigkärr	Södra Finland NT	Mitt på Karsikko.	God.
Öppen mad	Södra Finland NT	Mitt på Karsikko.	God.
Rikkärrsartade fattigkärr	Södra Finland CR	Mitt på Karsikko.	Små bestånd. Utmärkt.
Klotstarr-tallkärr	Södra Finland VU	Mitt på Karsikko.	Små bestånd. God.
Örtrika mo-grankärr	EN	I den övre delen av Karsikko.	Små bestånd. God.
Unga friska moskogar	VU	I området kring ledningsgatan.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Unga tämligen torra moskogar	VU	I området kring ledningsgatan.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Mogna lövdominerade lundartade moskogar	EN	I området för vägsträckningen.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Mogna friska blandmoskogar	NT	I området för ledningsgatan och vägsträckningen.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Mogna talldominerade tämligen torra moskogar	NT	I området för ledningsgatan och vägsträckningen.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Mogna talldominerade torra moskogar	NT	I området för ledningsgatan och vägsträckningen.	I skogsbruk, dålig representativitet.
Friska mesotrofa lundar	VU	I den övre delen av Karsikko, i området för ledningsgatan.	God.

30.10.2009

Karsikkoniemis stränder består till största delen av vegetationstäckta sten- och blockstränder. Havsstrandängarna utgör huvudsakligen smala remsor. Största delen av strandängarna är lågväxta tåg-, gräs- och starrdominerade havsstrandängar och de representerar naturtypen utmärkt. De högväxta havsstrandängarna i området är små till ytan och få till antalet. Mellan strandängarna och på den västra delen av udden förekommer sten- och blockstränder med en utmärkt representativitet. Strandvivans växtplatser finns både på de lågväxta havsstrandängarna och på sten- och blockstränderna.

Naturtypen på Karsikko udde kan delvis räknas till successionsserierna för skogar vid landhöjningskusten. Naturtypens representativitet är god när det gäller successionens första fasen i strandzonen. Stränderna längs Karsikko udde övergår tämligen snabbt i momark, medan den egentliga strandzonen till största delen täcker ett smalt område. På grund av skogsbruksåtgärder är representativiteten för successionens sista fasen låg. Största delen av skogarna på udden består av kustnära friska grandominerade moskogar som brukas. Eftersom merparten av granbestånden är avverkade är de inte representativa. Även de torra talldominerade moskogarna är till största delen avverkade. Skogarna på den västra delen av udden är klippiga och steniga, och de saknar busk- och alzoner.

I fråga om kustnära brackvattenpåverkade småvatten förekommer en representativ flada i den södra delen av Karsikko. Dess stränder består av låg- och högväxta havsstrandängar. I Karsikko och på ön Laitakari förekommer dessutom små glon med god representativitet.

De sandstränder vid Östersjön och grå dyner som förekommer i Karsikkoniemi är huvudsakligen små till ytan och få till antalet. Sandstränderna i Röyni befinner sig i naturligt tillstånd och representerar naturtypen väl. Grå dyner förekommer i samband med sandstranden.

Kärren i Karsikkoniemi är små till ytan, men befinner sig till stor del i naturligt tillstånd. Största delen av kärren i Karsikko är starr-fattigkärr. På udden förekommer ört- och gräsrika skogskärr samt rikkärrs-tallkärr som är små till ytan. I området kring Karsikkojärvi och Ahvenlahti förekommer fastmatterikkärr. De ris-tallmossar och tuvulls-tallmossar som förekommer är små till ytan.

De kärr som förekommer i området kring ledningsgatan består huvudsakligen av starr-fattigkärr och ris-tallmossar som är små till ytan. Här förekommer dessutom ört- och gräsrika skogskärr som är små till ytan. Skogarna består av olika gamla, huvudsakligen friska och tämligen torra moskogar som brukas.

8.3.3. Skydd av hotade objekt

De terrängkartläggningar som gjordes 2009 preciserade uppgifterna om hotade naturtyper i Karsikkoniemi. I samband med kartläggningarna av området observerades och dokumenterades förekomster av nya hotade växtarter och växtarter som bör beaktas.

Skyddet av hotade objekt behandlas här ur planläggningssynpunkt, eftersom det praktiskt belyser hur det är tänkt att kraftverksverksamheterna ska placeras samt hur de hotade objekten har beaktats redan i detta skede av planeringen. I utkastet till delgeneralplan och detaljplan för kärnkraftsområdet i Karsikko från den 16 oktober 2008 har det avgränsats ett energiförsörjningsområde på spetsen av udden (EN-1, EN-2). Till detta område anknyter ett mindre ET-1-område i mitten av udden (område för samhällsteknisk service). I bilden nedan (Bild 8-6) visas planavgränsningar (EN-1, EN-2, ET-1), hotade naturtyper och artförekomster som bör beaktas.

30.10.2009

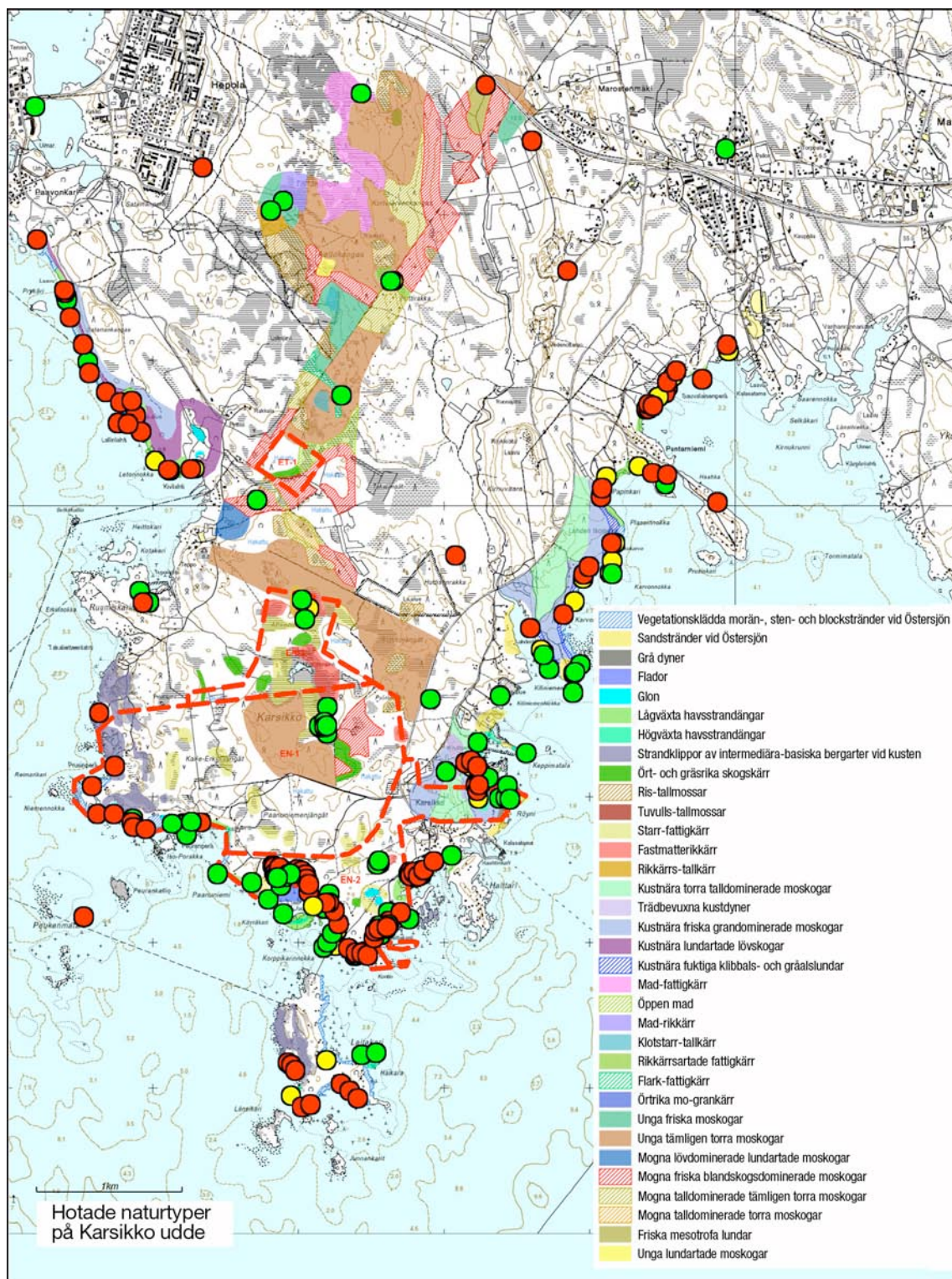


Bild 8-6. Hotade naturtyper i Karsikkoniemi, förekomsten av arter som bör beaktas samt avgränsningar av verksamhetsområdena (EN-1, EN-2, ET-1) i utkastet till delgeneralplan (detaljplan).

30.10.2009

Det finns inga naturskyddsområden i projektområdets omedelbara närhet. I planutkastet har följande objekt avgränsats så att de ligger utanför verksamhetsområdena (EN-1, EN-2 och ET-1):

- de naturtyper som ska avgränsas i enlighet med 29 § i naturskyddslagen (Kitiniemi sandstrands- och dynområde, Teponlahti havsstrandäng, Karsikko uddes norra och södra havsstrandängar)
- vårdbiotopobjektet i Karsikko (den fossila åkern i Karsikko).

I Karsikko är naturvärdena koncentrerade till strandzonen, där det finns rikliga förekomster av arter som bör beaktas samt naturtyper som bör beaktas. De verksamheter som har anknytning till projektet har inom EN-området planerats så att de i huvudsak är koncentrerade till de mittersta delarna av Karsikko udde. Genom dessa åtgärder försöker man bevara strandzonens naturvärden. På stranden placeras konstruktioner för intag och utlopp av kylvatten samt en hamnbrygga. Genom noggrann placering av dessa verksamheter är det möjligt att minska påverkan på naturobjekten.

De havsstrandängar i Karsikko som inte hör till de naturtyper som ska avgränsas i enlighet med naturskyddslagen är förhållandevis små till ytan. Den strikt skyddade strandvivan, som trivs på havsstrandängar, växer dock rikligt på så gott som alla stränder i Karsikko. På EN-områdena finns det tiotals förekomster av arten, och på motsvarande sätt finns det tiotals förekomster på strandområdena utanför EN-områdena på de nordöstra och nordvästra stränderna av Karsikko udde. För att få förstöra och försämra förekomsterna av strandviva måste man ansöka om dispens. Växtplatserna för strandviva och andra arter som bör beaktas (bl.a. den fridlysta och nationellt hotade blodnyckeln) kommer att beaktas i strandkonstruktionernas placering. Förutom de direkta konsekvenserna kan projektet ge upphov till indirekta konsekvenser för strandängarnas artförekomster. Kylvattnets värmeeffekt kan leda till igenväxning av strandängarna. Strandängarna kan vid behov restaureras exempelvis genom slåtter.

Även om naturvärdena beaktas som ett led i planeringen av verksamheterna leder projektet ändå till en uppsplittring av området och förändringar i livsmiljön på Karsikko udde. Sammantaget leder det här till en försämrad biologisk mångfald i området.

I det nya förslaget till landskapsplan (17.9.2009) är ön Laitakari inte längre energiförsörjningsområde, varför konsekvenserna av att anlägga en väg på en bank inte granskas i denna utredning. Den påverkan som de muddringsarbeten som hör samman med uppförandet av kylvattenkonstruktioner, en hamnbrygga och en farled har på vattendragen är tillfällig och lokal, varför de inte bedöms ha någon eutrofierande påverkan på strandängarna.

Ledningsgatans påverkan på vegetationen blir liten, eftersom terrängkorridoren huvudsakligen går genom brukade skogs- och myrområden. När det gäller Karsikkojärvi minskas kraftledningarnas påverkan genom att ledningsgatans sträckning tar en omväg runt sjön. På ledningsgatan finns det bara ett fåtal andra objekt som bör beaktas ur naturvärdessynpunkt.

30.10.2009

9. GENOMFÖRDA UTREDNINGARNAS INVERKAN PÅ JÄMFÖRELSEN AV ALTERNATIV I MKB-BESKRIVNINGEN

I det här kapitlet svarar vi mot kravet på en tilläggsutredning enligt punkt 16 avsnitt 4.13.1 i arbets- och näringsministeriets utlåtande.

"En redogörelse för hur de ytterligare utredningar som föreslås i punkterna 1–15 inverkar på den jämförelse av alternativ och jämförelsetabell som presenteras i kapitel 9 i MKB-beskrivningen."

De tilläggsutredningar som förutsatts i ANM:s utlåtande (2, 4, 5, 8 och 10–15) har rapporterats, och deras inverkan på jämförelsen av alternativen i kapitel 9 i MKB-beskrivningen har utretts i ett dokument från den 9 april 2009 som bilaga 3A1 till ansökan om principbeslut.

De tilläggsutredningar (1, 3, 6, 7 och 9) som förutsatte utredningar i naturen under våren, sommaren och hösten 2009 och som alltså inte kunde rapporteras i april 2009 redovisas i denna utredning i avsnitten för respektive ämnesområde.

9.1. Jämförelse av alternativen i MKB-beskrivningen

För bedömning av miljökonsekvenserna på var och en av de alternativa förläggningssorterna gjordes i MKB-beskrivningen en utredning av miljöns nuläge och de faktorer som påverkar den utifrån befintliga uppgifter och de utredningar som har gjorts med tanke på MKB-arbetet.

Egenskaperna hos det projekt som ska bedömas och de faktorer som är viktiga ur miljökonsekvenssynpunkt utreddes utifrån preliminära planeringsuppgifter. I omgivningen runt projektets alternativa förläggningssorter gjordes utredningar och intervjuer som rörde miljökonsekvenserna. Till stöd för bedömningen gjordes dessutom modellberäkningar och fotomontage samt expertbedömningar av vilka konsekvenser den kommande verksamheten kommer att ha utifrån de erfarenheter och forskningsresultat som man har fått genom motsvarande projekt och verksamheter.

Projektets miljökonsekvenser granskades genom att man jämförde nuläget med de förändringar som ett 0-alternativ och genomförandet av projektet skulle ge upphov till på de fyra olika alternativa förläggningssorterna. Dessutom granskades skillnaderna mellan genomförandet av två olika anläggningsalternativ samt skillnaderna mellan alternativa intags- och utloppsplatser för kylvattnet. För att man ska få en helhetsuppfattning av projektet beskrevs även de delar av projektets livscykel som kommer att äga rum utanför Finland eller som så småningom kommer att vara föremål för ett eget MKB-förfarande. Likaså granskades konsekvenserna av en ytterst osannolik allvarlig olycka. I samband med MKB-förfarandet gick man särskilt in för att utreda och beskriva de konsekvenser som upplevs som viktiga utifrån feedbacken av olika intressentgrupper.

Miljökonsekvensernas betydelse bedömdes utifrån storleken på förändringen samt genom att jämföra den kommande verksamhetens påverkan på rikt- och gränsvärdena för miljöbelastningen, miljö- och kvalitetsnormerna och den miljöbelastning som området utsätts för i dag. I bedömningen av miljökonsekvensernas betydelse tog man även hänsyn till de åsikter som framfördes av uppföljningsgrupperna på förläggningssorterna när utkastet till bedömningsrapport gjordes.

30.10.2009

De faktorer som är viktiga med tanke på konsekvensernas betydelse är:

den regionala omfattningen av konsekvensen
konsekvensobjektet och dess känslighet för förändringar
konsekvensobjektets betydelse
konsekvensens återtagbarhet och permanens
konsekvensens intensitet och storleken på den förändring som orsakas
rädslor och osäkerheter som anknyter till konsekvensen
olika uppfattningar om konsekvensernas betydelse.

9.2. Hur natur- och vattendragsutredningarna från 2009 inverkar på jämförelsen av alternativ

Nedan följer en komprimerad redogörelse för de preciseringar till jämförelsen av MKB-beskrivningens alternativ som formulerades som ett resultat av utredningarna om naturen, fågelbestånden, vattendragen och fiskens reproduktionsområden 2009. Presentationen görs med utgångspunkt i de delar av tabell 9-1 i kapitel 9 i MKB-beskrivningen som behandlar de områden som utgjorde föremål för utredningen 2009 (Tabell 9-1). Eftersom Kampuslandet har utelämnats som alternativ förläggningsort i ansökan om principbeslut har även kolumnen för Kampuslandet utelämnats i tabellen.

Tabell 9-1. Kompletteringar av jämförelsetabell 9-1 i kapitel 9 i MKB-beskrivningen utifrån de utredningar som gjordes sommaren 2009.

	Pyhäjoki	Strömfors, Gäddbergsö	Simo
Konsekvenser under tiden för driften av kärnkraftverket			
Konsekvenser för vattendragen och fiskerinäringen			
Konsekvenser för vattenkvaliteten och -ekologin	Produktionen av vattenvegetation och växtplankton ökar inom kylvattnets verkningsområde. På grund av havsområdets öppenhet och näringsfattighet blir konsekvenserna små. Utsläppet av kylvatten bedöms inte leda till syrebrist i hypolimnion eller till någon nämnvärd ökning av antalet blågrönalgbloomingar. Projektet har inga konsekvenser för vattenkvaliteten.	Produktionen av vattenvegetation och växtplankton ökar inom kylvattnets verkningsområde. På grund av frodigheten inom havsområdet kan det lokalt bli vanligare med blågrönalgbloomingar, i synnerhet om det huvudsakligen relativt grunda havsområdet öster om Kampuslandet väljs som utloppsplats. Projektet kan ha lokala skadliga konsekvenser för syresituationen på bottenarna. Om man väljer det alternativ där utloppsplatsen riktas mot det öppna havsområdet blir konsekvenserna mindre. I alternativet med bottenintag kan näringsämneshalterna i utloppsområdet öka något, vilket i viss mån kan förstärka värmebelastningens konsekvenser.	Produktionen av vattenvegetation och växtplankton ökar inom kylvattnets verkningsområde. Om utloppet riktas mot det öppna havet bedöms övergödningen bli liten, och den bedöms inte heller ge upphov till syrebrist i hypolimnion eller en betydande ökning av antalet blågrönalgbloomingar. Om utloppet riktas mot den mer skyddade och frodigare Veitsiluotoviken ökar antagligen frodigheten i området proportionellt sett mer. Å andra sidan kan Veitsiluotoviken redan i nuläget anses vara klart förändrad till följd av mänsklig verksamhet i jämförelse med havsområdet söder om Karsikkoniemi.
<i>Preciseringar utifrån de utredningar som gjordes 2009</i>	<i>De utredningar som gjordes stärkte uppfattningen om havsområdets näringsfattighet och öppenhet. Detta stödjer den bedömning som görs i MKB-beskrivningen om en liten ökning av basproduktionen. I fråga om vattenkvaliteten fanns det inga skillnader mellan utlopps- och intagsplatserna.</i> <i>Utredningarna gav en klarare bild av</i>	<i>De gjorda utredningarna stärkte uppfattningen om frodigheten i området, även om områdets vattenkvalitet var god jämfört med de långsiktiga resultaten. Detta stödjer den bedömning som görs i MKB-beskrivningen om en ökad basproduktion inom det område som värms upp. I fråga om vattenkvaliteten fanns det inga skillnader mellan utlopps- och strandintagsplatserna.</i> <i>Utredningarna gav en klarare bild av</i>	<i>De gjorda utredningarna stärkte uppfattningen om lätt frodighet i området, i synnerhet i Veitsiluotoviken. I fråga om vattenkvaliteten visade utredningen att det inte fanns några skillnader mellan utlopps- och intagsplatserna.</i> <i>Utredningarna gav en klarare bild av växtplanktonarterna. Växtplanktonbiomassan avspeglade kargheten i vattenområdet, med undantag</i>

30.10.2009

	växtplanktonarterna i området. Resultaten av växtplanktonutredningen stödjer tillsammans med vattenkvalitetsresultaten den uppfattning som framförs i jämförelsetabellen i MKB-beskrivningen om att projektet inte ger upphov till syrebrist eller blågrönalgalblomningar. På grund av bottenens hårda beskaffenhet lyckades man ta endast ett bottendjurprov i området. Provet visar att tillståndet för bottenorganismerna är bra. Även om det inte går att göra en tillförlitlig bedömning av tillståndet för hela havsområdet utifrån ett enda prov stödjer resultaten av andra utredningar bedömningen att tillståndet för bottenorganismerna i området är bra. Tillståndet för bottenorganismerna är bra. På grund av områdets öppenhet är bottenarna i utloppsområdet hårda. Det innebär att erosionspåverkan på bottenorganismerna kommer att vara mindre än beräknat. År 2009 utreddes för första gången undervattensvegetationen och naturtyperna i Hanhikivi havsområde. Utifrån resultaten kunde MKB-beskrivningens konsekvensbedömning preciseras genom områdesspecifika bedömningar om ökat och minskat antal arter och livsmiljöer.	växtplanktonarterna. Områdets näringshalter och kvävebegränsning stödjer den bedömning som görs i jämförelsetabellen i MKB-beskrivningen om en eventuell lokal ökning i blågrönalgalblomningarna. Resultaten av bottendjurutredningarna från 2009 stärkte den bild som läggs fram i MKB-beskrivningen om den dåliga syresituationen i de djupa bottenarna i området. Som det konstateras i MKB-beskrivningen kan projektet på grund av vattenkvaliteten i området och formerna på botten lokalt ha skadliga konsekvenser för syresituationen i de djupa bottenarna och vidare för bottenorganismerna. År 2009 utreddes för första gången undervattensvegetationen och naturtyperna i en del av Gäddbergön-Kampuslandets havsområde. Utifrån resultaten kunde MKB-beskrivningens konsekvensbedömning preciseras genom områdesspecifika bedömningar om ökat och minskat antal arter och livsmiljöer.	av observationsplatsen längst in i Veitsiluotoviken, som var lätt frodig i fråga om växtplanktonbiomassa. Resultaten av de bottendjurutredningar som gjordes 2009 stärker uppfattningen om större frodighet i Veitsiluotoviken än i det övriga havsområdet, eftersom vitmärla, som är kräsen i fråga om vattenkvaliteten, observerades endast på provtagningsplatserna sydost om Karsikkoniemi. Utredningarna stärkte den uppfattning som framförs i jämförelsetabellen i MKB-beskrivningen om att basproduktionen ökar proportionellt sett mer om utloppet riktas mot Veitsiluotoviken jämfört med om utloppet riktas mot det öppna havet. Å andra sidan stärkte även utredningarna bedömningen att Veitsiluotoviken redan i nuläget kan anses vara klart förändrad till följd av mänsklig verksamhet i jämförelse med havsområdet söder om Karsikkoniemi. År 2009 utreddes för första gången undervattensvegetationen och naturtyperna i Karsikkoniemi havsområde. Utifrån resultaten kunde MKB-beskrivningens konsekvensbedömning preciseras genom områdesspecifika bedömningar om ökat och minskat antal arter och livsmiljöer.
--	---	---	---

30.10.2009

Konsekvenser för fiskbeståndet och fiskerinäringen	Det kan uppstå olägenheter för fisket genom att fångstredskapen blir slemmiga och fångsten av sik försvåras sommardag, i synnerhet inom fångstområdet norr om Hanhikivi. Vintertid försvåras isfisket på grund av det isfria området, men å andra sidan förlängs säsongen med fiske på öppet vatten, samtidigt som sik och öring lockas till området.	Det kan uppstå olägenheter för fisket genom att fångstredskapen för laxfiskar (sik, öring, lax) blir slemmiga och effektiviteten i ryssjefångsten försvagas inom kylvattnets verkningsområde. Kylvattnet bedöms inte ha några konsekvenser för fiskens vandring. Vintertid försvåras isfisket på grund av det isfria området, men å andra sidan förlängs säsongen med fiske på öppet vatten, samtidigt som sik och öring lockas till området.	Det kan uppstå olägenheter för fisket genom att fångstredskapen för laxfiskar (sik, öring, lax) blir slemmiga och effektiviteten i ryssjefångsten försvagas inom kylvattnets verkningsområde. Vintertid försvåras isfisket på grund av det isfria området, men å andra sidan förlängs säsongen med fiske på öppet vatten, samtidigt som sik och öring lockas till området.
Preciseringar utifrån de utredningar som gjordes 2009	Uppgifterna om yrkesfiskarnas fångster och synpunkter preciserades. Uppgifterna om fiskens reproduktionsområden preciserades. Inom kylvattnets verkningsområden finns också lekströmming, vilket konstateras även i MKB-beskrivningen. Inom området finns dessutom lekströmming för siklöja. Lekområdena förloras lokalt och kvaliteten på lekströmmingarna försämras i utloppsområdenas närområde. Det här bedöms dock inte ha några betydande konsekvenser för havsområdets sik-, strömmings- eller siklöjebestånd, eftersom det finns ett stort antal motsvarande lekströmmingar i området. Det påträffades inte några gädd- eller lakynge, och abborren konstaterades föröka sig i området endast i liten utsträckning, vilket innebär att projektet inte har några konsekvenser för dessa arters reproduktion. Den nya kunskapen ger inte anledning att ändra konsekvensbedömningen, som ingår i	Uppgifterna om yrkesfiskarnas fångster och synpunkter preciserades. Uppgifterna om fiskens reproduktionsområden preciserades. Inom kylvattnets verkningsområden finns också lekströmming, vilket konstateras även i MKB-beskrivningen. Lekområdena förloras lokalt och kvaliteten på lekströmmingarna försämras i utloppsområdenas närområde. Det här bedöms dock inte ha några betydande konsekvenser för havsområdets sik-, strömmings- eller siklöjebestånd, eftersom det finns ett stort antal motsvarande lekströmmingar i området. Det påträffades inte några gädd- eller lakynge, och abborren konstaterades föröka sig i området endast i liten utsträckning, vilket innebär att projektet inte har några konsekvenser för dessa arters reproduktion. Den nya kunskapen ger inte anledning att ändra konsekvensbedömningen, som ingår i	Uppgifterna om yrkesfiskarnas fångster och synpunkter preciserades. Uppgifterna om fiskens reproduktionsområden preciserades. Inom kylvattnets verkningsområden finns också lekströmming, vilket konstateras även i MKB-beskrivningen. Lekområdena förloras lokalt och kvaliteten på lekströmmingarna försämras i utloppsområdenas närområde. Det här bedöms dock inte ha några betydande konsekvenser för havsområdets sik-, strömmings- eller siklöjebestånd, eftersom det finns ett stort antal motsvarande lekströmmingar i området. Det påträffades inte några gädd- eller lakynge, och abborren konstaterades föröka sig i området endast i liten utsträckning, vilket innebär att projektet inte har några konsekvenser för dessa arters reproduktion. Den nya kunskapen ger inte anledning att ändra konsekvensbedömningen, som ingår i

30.10.2009

	<i>konstaterades vara liten.</i> <i>Den nya kunskapen ger inte anledning att ändra konsekvensbedömningen, som ingår i den sammanfattande tabellen i MKB-beskrivningen.</i>	<i>nämnavärt påverkar dessa arter.</i> <i>Den nya kunskapen ger inte anledning att ändra konsekvensbedömningen, som ingår i den sammanfattande tabellen i MKB-beskrivningen.</i>	<i>den sammanfattande tabellen i MKB-beskrivningen.</i>
Konsekvenser för floran, faunan och skyddsobjekten	Under byggtiden störs djurlivet, och en del av livsmiljön förändras permanent. Området på spetsen av Hanhikivi udde förändras, och områdets natur splittras så att områdets betydelse som modell för landhöjningskustens obrutna successionsutveckling minskar avsevärt. Fågelbeståndet i Hanhikivi består av ett flertal arter. Anläggningsenheten på det planerade anläggningsområdet uppförs på en sådan plats där fågelbeståndet huvudsakligen består av vanliga skogsarter. Hanhikivi udde ligger på flyttfåglarnas rutt och fungerar som rastplats för många arter. Kraftledningarna innebär en ökad kollisionsrisk för flyttfåglarna. På Hanhikivi udde finns några förekomster av hotade växtarter och växtarter som i övrigt bör beaktas. Om det inte byggs på arternas växtplatser minskar inte artförekomsten i området. Värmebelastningen av kylvattnet kan ha indirekta skadliga konsekvenser för strandängarna i området kring Takaranta, och därigenom bland annat på strandvivan, om ängarna börjar	Under byggtiden störs djurlivet, och en del av livsmiljön förändras permanent. Det fågelbestånd som har observerats kan i huvudsak anses bestå av sådana arter som är vanliga längs kusten och i innerskärgården. I området kan det inte anses förekomma sådana fågelobjekt som regionalt skulle vara särskilt viktiga för fågelbeståndet. Projektet bedöms inte ha några betydande skadliga konsekvenser för fågelbeståndet. Kraftledningarna innebär en ökad kollisionsrisk för flyttfåglarna. Områdets natur är i huvudsak sådan som är vanlig inom kustområdet, och skogarna är hårt brukade. I alternativet med Kampuslandet förändrar kraftledningen den helhet av strandlundar och -ängar som utgör den östra stranden av Gäddbergsö. De mest betydande naturvärdena finns i strandområdena samt i området kring Kasaberget. På det hela taget hänför sig inga betydande konsekvenser till dessa områden. Som helhet är projektets påverkan på den biologiska mångfalden lokal och den regionala påverkan tämligen liten. I området finns inga naturskyddsområden eller avgränsningar för naturtyper i enlighet med naturskyddslagen. De närmaste	Under byggtiden störs djurlivet, och en del av livsmiljön förändras permanent. Fågelbeståndet i Karsikkoniemi består av ett flertal arter tack vare de varierande livsmiljöstrukturerna inom området. De områden som förändras mest är belägna i de centrala delarna av Karsikkoniemi i områden där det, med undantag av Karsikköjärvi, inte finns några objekt som är betydelsefulla med tanke på fågelbeståndet eller det övriga djurlivet, samt på Laitakari och Korpikarinnokka, som är objekt som bör beaktas med tanke på fågelbeståndet. Kraftledningarna innebär en ökad kollisionsrisk för flyttfåglarna. I Karsikkoniemi finns rikliga förekomster av hotade växtarter och växtarter som i övrigt bör beaktas. Byggandet kan leda till att en del av förekomsterna försvinner från området. Det finns inga naturskyddsområden inom området. I området finns ett antal avgränsningar för naturtyper i enlighet med naturskyddslagen. På den västra stranden av Karsikkoniemi kan igenväxningen av de skyddade strandängarna öka. Det närmaste Naturaområdet ligger cirka 3,5 km längre bort på Ajos udde. Kylvattnets värmeeffekt kan tidvis vara lindrig inom området. Projektet bedöms inte

30.10.2009

	växa igen i snabbare takt. Inom projektområdet ligger naturskyddsområdet Ankkurinnokka och flera avgränsningar för naturtyper i enlighet med naturskyddslagen. Igenväxningen av de skyddade strandängarna kan öka. Det närmaste Naturaområdet ligger cirka två kilometer söder om området. Projektet bedöms inte ha några betydande försämrade konsekvenser för Natura 2000-områdets skyddsgrunder, varför det inte anses vara nödvändigt med en Naturabedömning.	naturskyddsområdena ligger cirka tre kilometer nordväst och sydväst om området. Projektet bedöms inte ha några konsekvenser för skyddsområdena. Det närmaste Naturaområdet i havsområdet ligger cirka 1,5 kilometer söder om Kampuslandet. Projektet bedöms inte ha några betydande försämrade konsekvenser för Natura 2000-områdets skyddsgrunder, varför det inte anses vara nödvändigt med en Naturabedömning.	ha några betydande försämrade konsekvenser för Natura 2000-områdets skyddsgrunder, varför det inte anses vara nödvändigt med en Naturabedömning.
<i>Preciseringar utifrån de utredningar som gjordes 2009</i>	Resultaten av de kompletterande fågelinventeringarna stärker den bedömning som görs i MKB-beskrivningen om Hanhikivis betydelse för fågelbeståndet och ger ny och mer exakt kunskap om fågelarterna i området, antalet fåglar, fåglarnas flyttning, var det finns värdefulla områden samt konsekvenserna av kraftverksprojektet och kraftledningarna. Anläggningsenheten på det planerade anläggningsområdet uppförs på en sådan plats där fågelbeståndet huvudsakligen består av vanliga skogsarter. I de preciserande utredningarna bedömdes risken vara liten för att fåglarna kolliderar med kraftledningarna och kraftverkskonstruktionerna.	I sitt utlåtande från den 20 februari 2009 förutsatte inte arbets- och näringsministeriet några preciserande naturutredningar och fågelinventeringar av Fennovoima i fråga om den alternativa förläggningssorten Strömfors. Fennovoima gör dock preciserande naturutredningar och fågelinventeringar även i Strömfors med tanke på general- och detaljplanläggningen. Våren 2009 fördes förhandlingar med miljömyndigheterna om behovet av en Naturabedömning. En Naturabedömning startade i samband med den pågående landskapsplanläggningen.	Resultaten av de kompletterande fågelinventeringarna stärker den uppfattning som framförs i MKB-beskrivningen om fågelarterna i Karsikko-området, fåglarnas flyttning, var det finns värdefulla områden när det gäller fågelbeståndet samt konsekvenserna av kraftverksprojektet och kraftledningarna. De områden som förändras mest är belägna i de centrala delarna av Karsikkoniemi i områden där det, med undantag av Karsikkojärvi, inte finns några objekt som är betydelsefulla med tanke på fågelbeståndet. I planeringen av projektet har ledningsgatans sträckning ändrats så att den tar en omväg runt Karsikkojärvi. Det behövs inte heller byggas något på Laitakari eller Korpikarinnokka. I de preciserande utredningarna bedömdes risken vara liten för att fåglarna kolliderar med kraftledningarna och

30.10.2009

	Kollisionerna har inga skadliga konsekvenser för fågelbeståndet på populationsnivå. De kompletterande vegetationsutredningarna gav ny kunskap om förekomsten av hotade naturtyper i området. Det har inte slagits fast någon skyddsförpliktelse i fråga om hotklassificerade naturtyper i lagstiftningen. Uppgifterna om förekomsten av hotade arter och arter som bör beaktas preciserades också. I planeringen av projektets markanvändning har de områden som skyddas med stöd av lagstiftning med stöd av lagen, fridlysta växter som upptas i bilaga IV till naturdirektivet samt största delen av övriga objekt som bör beaktas avgränsats så att de ligger utanför de områden som tas i användning. I den fortsatta planeringen av projektet går man in för att bevara även de objekt som blir kvar inom dessa områden. Våren 2009 fördes förhandlingar med miljömyndigheterna om behovet av en Naturabedömning. En Naturabedömning startade i samband med den pågående landskapsplanläggningen.		kraftverkskonstruktionerna. Kollisionerna har inga skadliga konsekvenser för fågelbeståndet på populationsnivå. De kompletterande vegetationsutredningarna gav ny kunskap om förekomsten av hotade naturtyper i området. Det har inte slagits fast någon ställning för eller skyddsförpliktelse i fråga om hotklassificerade naturtyper i lagstiftningen. Uppgifterna om förekomsten av hotade arter och arter som bör beaktas preciserades också. I planeringen av projektets markanvändning har de områden som skyddas med stöd av lagen och en del av övriga objekt som bör beaktas avgränsats så att de ligger utanför de områden som tas i användning. I det område som kommer att användas förekommer även strandviva (fridlyst med stöd av bilaga IV till naturdirektivet). I den fortsatta planeringen av projektet går man in för att bevara även de objekt som blir kvar inom dessa områden. Särskild hänsyn tas till förekomsterna av strandviva.
--	---	--	---

30.10.2009

10. REFERENSER

- Alleco Oy 2009: Fennovoima Oy, kärnkraftverksprojekt – Beskrivning av undervattensmiljöns aktuella tillstånd vid Pyhäjoki, Strömfors och Simo
- Alonso, J. A. & Alonso, J. C. 1999: Collision of birds with overhead transmission lines in Spain (i verket Ferrer & Janss, 1999 Birds and power lines. Collision, electrocution and breeding – Querqus, Madrid, s. 57–82)
- Anttila-Huhtinen, M. 2005: Pohjaeläintutkimukset merialueella Pyhtää – Kotka – Hamina vuosina 2000–2005 ja vertailua aikaisempiin tutkimuksiin. Kymijoen vesi ja ympäristö rf:s publikationer nr: 133/2005. 37 s. + bilagor.
- Becker, C. D. 1973. Columbia river thermal effects study: reactor effluent problems. J. Water Pollut. Contr. Fed. 45.
- Bevanger K. & Brøseth H 2004: Impact of power lines on bird mortality in a subalpine area. Animal biodiversity and conservation 27.2.2004.
- Bevanger, K. 1995: Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. Journal of Applied Ecology 32: 745-753.
- Bull, H. D. 1936. Studies on conditioned responses in fishes. Part VII. Temperature perception in teleosts. J. mar. biol. Ass. U.K. 21:1-27.
- Dauble D.D, Vail L. W. ja Neitzel D.A. 1987. Evaluation of the potential for fish passage through the N reactor and the Hanford Generating project discharges. A research report for Westinghouse Hanford Company. PNL-6309. 24 s.
- Fennovoima 2009. Ansökan om principbeslut för ett kärnkraftverk – Tilläggsutredningar. DD-01-P10-014. 124 s.
- Gray R.H. 1988. Fish behavior, migration and environmental assessment Conference: 8. annual meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA, 9 Nov 1987
- Gray R.H. 1985. Fish behavior: applied studies to assess environmental effects of energy-related activities. Congress of European Ichthyologists, Stockholm, Sweden, 13 Aug 1985
- Gray R.H. 1983. Behavioral Response of Fish to Altered Water Quality: A Review of Selected Examples with Emphasis on Salmonids. Environmental Impact Assessment Review Vol. 4, No. 1, p 84-96.
- Hauru, J., Kärenaho, P. & Ohtonen, A. 1996: Hanhikivi – Teoksessa Pohjois-Pohjanmaan linturetkiopus. Pohjois-Pohjanmaan Lintutieteellinen yhdistys PPLY ry 1996. Uleåborg.
- HELCOM, 2009. Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic sea region. Baltic Sea Environment Proceedings No. 115B.
- Hudd, R., Ahlqvist, J., Jensen, H., Urho, L., Blom, A. 2006. Lek- och yngelproduktionsområden för havslekande harr i Kvarken. Rapport/Sveriges lantbruksuniversitet, Vattenbruksinstitutionen vol 53.
- Hurme, S. 1966. Harjus Suomen merenrannikolla. Suomen kalastuslehti 1966:1, 185.

30.10.2009

Häyrén, E. 1921: Studier över föroreningens inflytande på strändernas vegetation och flora i Helsingfors hamnområde. Bidrag till Kännedom av Finlands Natur och Folk 80 (3): 1–128.

Ikonen, E. 2006. The role of the feeding migration and diet of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in yolk-sack-fry mortality (M74) in the Baltic Sea. The Department of Biological and Environmental Sciences, Faculty of Biosciences, University of Helsinki.

Janss, F. E. & Ferrer, M. 1998: Rate of bird collision with power lines: effects of conductor-marking and static wire-marking. – J. Field Ornithol. 69(1):8-17.

Jutila, E., Jokikokko, E. & Julkunen, M. 2005. The smolt run and postsmolt survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in relation to early summer water temperature in the northern Baltic Sea. Ecology of Freshwater Fish 14: 69-78.

Sydöstra Finlands miljöcentral. 2008. Kaakkois-Suomen ympäristön tila 2008.

Karlsson, L., Ikonen, E., Westerberg, H. & Sturlaugsson, J. 1999. Datastorage study of salmon (*Salmo salar*) migration in the Baltic: The spawning migration of wild and hatchery-reared fish and a comparison of tagging methods. ICES CM 1999/AA:05.

Koistinen, J. 2004: Tuulivoimaloiden ympäristövaikutukset. – Finlands miljö 721. Miljöministeriet. Helsingfors.

Koskimies, P. 2005: Voimajohtolinja uhka kosteikkolinnustolle – esimerkkinä Pernajanlahti. Linnut vuosikirja 2005, 120–136 ss.

Koskimies, P. & Väisänen, R.A. 1988: Linnuston seurannan havainnointiohjeet. – Helsingfors universitets zoologiska museum, 2:a upplagan. Helsingfors.

Kurimo, U. 1975: Vesikasvit kertovat vesien tilasta. Suomen Luonto 34: 268–273.

Langford T. E. L., 1990. Ecological effects of thermal discharges. Pollution monitoring series. Elsevier Applied Science. ISBN 1-85166-451-3. 468 s.

Lauri, H. 2009: Strömningsmodell för bedömning av spridningen av värmeutsläpp. Beskrivning av en hydrodynamisk havsmodell.

Lehtoranta, J. & Mattila, J. 2000. Sisäinen ravinnekuormitus Loviisan Hästholmsfjärdenillä. Vesitalous 2: 24–29.

Leinikki, J. & Oulasvirta, P. 1995. Perämeren kansallispuiston vedenalainen luonto. Forststyrelsens naturskyddspublikationer. Serie A:49. 86 s.

Leivuori, M. & Niemistö, L. 1993: Trace metals in the sediments of the Gulf of Bothnia. Aqua Fennica 23/1: 89–100.

Luoma, S. 2009: Hanhikivi kärnkraftverksprojekt, uppföljning av vårflytten vid Hanhikivi i Pyhäjoki och Natura-områdenas aktuella tillstånd våren 2009.

Mathiasson, S. 1993: Mute swans, *Cygnus olor*, killed from collision with electrical wires, a study of two situations in Sweden. Environmental Pollution 80 (1993), 239-246.

Mattila, J. & Anttila-Huhtinen, M. 2009: Loviisan voimalaitoksen ja Loviisan Smoltin vesistötarkkailu vuonna 2008: meriveden laatuja biologinen tila – laaja yhteenvetoraportti. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:s publikationer nr: 179/200. 60 s. + bilagor.

30.10.2009

Palomäki, A. 2009. Växtplanktonundersökningar i havsområdena utanför Pyhäjoki, Strömfors och Simo sommaren 2009. Ambiotica. Forskningsrapport 130/2009

Peltomäki, U. & Peltomäki, J. 1995: Merkittyjen voimalinjojen vaikutus hanhien lentoreitteihin Liminganlahdella. – BirdLife Suomi Finland. Limingo.

Pessa, J. & Sulkava, S. 1987: Imatran voima Oy:n ja Oulun yliopiston eläintieteenlaitoksen yhteistyötutkimus voimajohtomerkinnän vaikutuksesta lintutörmäyksiin. Mellanrapport. – Kompendium.

Pitkänen, H., 2004. Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituhannen vaihteessa, Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset. Finlands miljö 669. Finlands miljöcentral. 104 s.

Pulliainen, E., Korhonen, K. & Huuskonen, M. 1999. Perämeren mateiden sukurauhas-ten kehityshäiriöt. Ongelman laajuus ja yhteydet muiden kalojen lisääntymishäiriöihin. Finlands miljö 322. 101 s.

PSV-Maa ja Vesi Oy. 2005. Tornion tehtaiden jätevesi-, vesistö- ja kalataloustarkkailu v. 2004. Osa III: Kalataloustarkkailu. Kompendium.

Pöyry Energy Oy & Kala- ja vesitutkimus Oy 2009: Fennovoima Oy, kärnkraftverksprojekt – kartläggningar av fiskarnas reproduktionsområden i Pyhäjoki, Strömfors och Simo

Pöyry Environment Oy 2009a: Fennovoima Oy, kärnkraftverksprojekt – Utredning av vattenkvaliteten i havsområdet vid Pyhäjoki, Strömfors och Simo

Pöyry Environment Oy 2009b: Fennovoima Oy, kärnkraftverksprojekt – Utredning av bottenorganismer i havsområdet vid Pyhäjoki, Strömfors och Simo

Pöyry Environment Oy 2009c: Utredningar av vegetationen inom ramen för Fennovoimas kärnkraftsprojekt år 2009 – Hanhikivi, Pyhäjoki

Pöyry Environment Oy 2009d: Utredningar av vegetationen inom ramen för Fennovoimas kärnkraftsprojekt år 2009 – Karsikko, Simo

Pöyry Environment Oy 2007a: Kemin edustan velvoitetarkkailu vuonna 2006 – Kontroll av vattendragen och biologisk kontroll. 46 s. + bilagor.

Pöyry Environment Oy 2007b. Raahen edustan velvoitetarkkailu v. 2006. Del II Kontroll av fiskerinäringen. Kompendium.

Raateoja, M. (toim.) 2008. Itämeri 2008 – Merentutkimuslaitoksen Itämeriseurannan vuosiraportti. Meri-Report Series of the Finnish Institute of Marine Research No. 64, 2008. 51 s.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Miljöministeriet & Finlands miljöcentral. Helsingfors.

Rauhala, P. 2009: Utredningar av fågelbeståndet vid Karsikko kärnkraftverksområde i Simo 2009. – Kemi-Tornion lintuharrastajat Xenus ry. Kemi

Raunio A., Schulman A. & Kontula T. (toim.) 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Del 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet och Del 2: Luontotyyppien kuvaukset. Finlands miljö 8/2008, Natur. Finlands miljöcentral. Helsingfors. Del 1: 264 s., Del 2: 572 s.

Risku, M. 1988. Vesikasvien levinneisyys Suomen puoleisella Perämerellä. Vatten- och miljöstyrelsens stencilserie. Nr: 107.

30.10.2009

Schiedek, D., Vogan, C., Hardege, J. & Bentley, M. 1997: *Marenzelleria cf. wireni* (Polychaeta: Spionidae) from the Tay estuary. Metabolic response to severe hypoxia and hydrogen sulphide. *Aquatic Ecology* 31/2: 211–222.

Sandström & Svensson 1990. Kylvattnets biologiska effekter: Forskning i Biotestsjön, Forsmark, 1984–1988. 55 s.

Siira, A. 2007. Mixed-stock exploitation of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and seal induced damage in the coastal trap-net fishery of the Gulf of Botnia. Challenges and potential solutions. *Acta universitatis Ouluensis. A Scientiae Rerum Naturalium* 492. Uleåborgs universitet.

Suomen Luontotieto Oy 2009: Utredningar av fågelbeståndet inom planeringsområdena vid Karsikko i Simo.

Surnia ry 2008: Hanhikiven linnustollinen arvo. – Pro Hanhikivi-tidningen 1/2008.

Taskila, E. 2007. Kemin edustan merialueen ja Kemijokisuun kalataloustarkkailu v. 2006. Pöyry Oy. Rapport.

Tuohimaa, H. 2009: Hanhikivis fågelbestånd – sammanställning av fågelskådarens observationer åren 1996–2009.

Vatanen, S. & Haikonen, A. 2007. Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalous-seuranta 2006. Nordsjö hamnprojekts publikationer 1/2007.

Väisänen, R.A., Lammi, E., Koskimies, P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. – Otava tryckeri, Keuru. ISBN 951-1-12663-6.

Westerberg, H., Sturlaugsson, J., Ikonen, E. & Karlsson, L. 1999. Datastorage study of salmon (*Salmo salar*) migration in the Baltic: Behavior and the migration route as re-constructed from SST. *ICES CM* 1999/AA:06.

Zetter, M. 1996: Successful establishment of the spionid polychaete, *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873), in the Darss-Zingst estuary (southern Baltic) and its influence on the indigenous macrozoobenthos. *Archive of Fishery and Marine Research* 43(3): 273-284.