



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC-W-15202

Examensarbete 30 hp
Juni 2015

Hydromorfologisk regim för Ålands kustvatten och sjöar

Jacob Nordlund

REFERAT

Hydromorfologisk regim för Ålands kustvatten och sjöar

Jacob Nordlund

Fysisk påverkan orsakad av mänsklig verksamhet är ett betydande och alltjämt växande miljöproblem som har stor konsekvens för akvatiska miljöer och habitat. För att handskas med detta problem ställer EU:s Vattendirektiv krav på att hydromorfologisk statusbedömning av ytvatten ska genomföras i alla medlemsländer som en del av den ekologiska statusbedömningen.

Avsikten med detta examensarbete var dels att ta fram en metod för att bedöma hydromorfologisk status i åländska sjöar och kustvatten i enlighet med vattendirektivets riktlinjer, dels att utföra statusbedömning av två vattenförekomster enligt framtagen metod. En bedömningsmanual baserad på kvalitetsfaktorerna konnektivitet, hydrologisk regim och morfologiska förhållanden, med tillhörande underparametrar, togs fram utgående från vattendirektivets föreskrifter, svenska och finländska bedömningskriterier, samt specifika lösningar. Bedömningsparametrarna anpassades till lokala förhållanden samt tillgång på dataunderlag och bedömningen utfördes i GIS för enhetligt och tidseffektivt genomförande.

Bedömningen enligt framtagen manual genomfördes för kustvattenförekomsten Västra hamnen och sjön Långsjön. Långsjön uppvisade god hydromorfologisk status med en regleringsdamm i anslutning till vattenförekomsten som främsta påverkanstryck. Västra hamnen uppvisade som förväntat en större fysisk påverkan till följd av hydrodynamisk påverkan i form av en vägbank och fartygstrafik och morfologisk påverkan främst i form av påverkan i närområdet och konstgjord strandlinje. Västra hamnen erhöll otillfredsställande hydromorfologisk status.

Resultatet av arbetet visade att en bedömning av hydromorfologisk status i åländska ytvatten är möjlig med nuvarande dataunderlag. Bedömningen kan dessutom göras relativt resurs- och tidseffektivt med hjälp av GIS, vilket möjliggör en bedömning av samtliga åländska sjöar och kustvatten i enlighet med vattendirektivets riktlinjer. Den föreslagna bedömningsmanualen har utvecklades från svensk och finländsk bedömning och gör att Åland kommer att ligga i framkant av hydromorfologisk bedömning inom Europa. Metoden har även goda utvecklings- och påbyggnadsmöjligheter när ny forskning blir tillgänglig.

Framtagen rapport kommer att utgöra underlaget för rapporteringen till EU, och redogöra både för den metodik som kommer att användas för hydromorfologisk statusbedömning på Åland och för resultatet av bedömningen av de utvalda vattenförekomsterna. Tanken är även att rapporten ska utgöra en vägledning för fortsatt bedömning av hydromorfologisk status.

Nyckelord: Ytvattenstatus, fysisk påverkan, GIS, ramdirektivet för vatten.

*Institutionen för akvatiska resurser; Sveriges Lantbruksuniversitet, Skolgatan 6, 742 42
Öregrund, ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Hydromorphological regime for lakes and coastal waters of the Åland islands

Jacob Nordlund

Physical pressure caused by human activity is a significant and growing environmental problem that has a major impact on aquatic environments and habitats. To deal with this problem, the EU Water Framework Directive demands that hydromorphological status assessment of surface waters be implemented by all member states as part of the ecological status assessment.

The aim of this thesis was to develop a method for assessing the hydromorphological status in lakes and coastal waters of Åland in accordance with the WFD guidelines, and to perform the status assessment of two water bodies according to the developed method. An evaluation manual based on three quality factors – connectivity, hydrological regime and morphological conditions – and associated parameters was developed from a combination of WFD parameters, Swedish and Finnish assessment criteria and custom solutions. The assessment parameters were adapted to local conditions as well as available data and the assessment was conducted using GIS to ensure consistent and time-efficient execution.

In accordance with the developed manual, the assessment was carried out for the coastal water body, Västra Hamnen, and Lake Långsjön. Lake Långsjön received a hydromorphological status of “good”, the primary pressure being a small regulation dam adjacent to the water body. As expected, Västra Hamnen showed a greater physical impact due to hydrodynamic effects caused by ship traffic and a road embankment, as well as a greater morphological impact due to artificial shoreline and land use in the surrounding area. As a result, Västra Hamnen received a hydromorphological status of “unsatisfactory”.

The results of the project show that an assessment of the hydromorphological status of the surface waters of Åland is not only possible with the data currently available, but can be conducted in a resource and time efficient way using GIS and will facilitate the assessment of all of Åland’s lakes and coastal waters according to WFD guidelines. This report will: form the basis for reporting to the EU; account for both the methodology that will be used for hydromorphological status assessment on Åland and for the outcome of the assessment of the selected water bodies; and provide guidance for the further assessment of hydromorphological status. The method used has a promising future in development and extension opportunities as new research becomes available, and will put Åland at the forefront of hydromorphological assessment in Europe.

Keywords: Surface water status, physical pressures and impacts, GIS, Water Framework Directive.

Department of Aquatic Resources; SLU, Skolgatan 6, 742 42 Öregrund, ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng inom Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Arbetet utfördes våren 2015 för Miljöbyrån på Ålands landskapsregering.

Först och främst vill jag tacka min handledare Susanne Vävare på Ålands Landskapsregerings miljöbyrå och min ämnesgranskare Andreas Bryhn från Institutionen för akvatiska resurser vid SLU. Ett stort tack för allt stöd, givande diskussioner och synpunkter samt för ni ställt upp, tagit er tid och varit utomordentligt tillmötesgående och trevliga att jobba med.

Jag vill också tacka Mats Karlsson, GIS-ingenjör på landskapsregeringen till för stor hjälp med ArcMap och dataunderlag, Magnus Eriksson på ÅMHM för värdefull information och diskussion om sjöarna och Ian Bergström på Landskapsregeringens trafikavdelning som lyckades gräva fram allt jag frågade om, till och med ritningar från 1960.

Slutligen vill jag tacka Vincent Westberg på Finlands Miljöcentral och Johan Kling på HAV för att ni ställt upp på intervjuer och delgivit värdefull kunskap samt för tillstånd att reproducera bilder och tabeller. Tack också till Dan Lindgren, Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten för tillstånd att reproducera figurer i min rapport.

Jacob Nordlund

Mariehamn, maj 2015

Copyright © Jacob Nordlund och Institutionen för akvatiska resurser; Sveriges Lantbruksuniversitet.

UPTEC-W-15202, ISSN 140-01-5765 Digitalt publicerad vid Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet. Uppsala 2015

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Hydromorfologisk regim för Ålands kustvatten och sjöar

Jacob Nordlund

Den mänskliga populationen i Europa har sedan industrialiseringen i början på 1800-talet ökat explosionsartat. Detta har lett till en ökad exploatering av mark och vatten, som fortsätter än i dag. EU:s vattendirektiv, som trädde i kraft år 2000, syftar till att få medlemsländerna att gemensamt ta ansvar för att säkerställa yt- och grundvattnets välmående inom Europa. För att detta ska uppnås ställer vattendirektivet krav som medlemsländerna måste uppfylla. Bland annat ska medlemsländerna genomföra statusbedömningar av ytvatten, där ett delkrav är bedömning av hydromorfologisk status.

Hydromorfologisk status motsvarar den grad av fysisk påverkan som ett ytvatten är utsatt för till följd av mänsklig verksamhet. Fysisk påverkan förändrar ett ytvattens egenskaper vilket kan få konsekvenser för vattenlevande organismer i form av förändrade levnadsförhållanden och habitat. De tre verksamheter som anses ha störst fysisk påverkan inom Europa är sjöfart, vattenkraft och översvämningsskydd. Av dessa är det för Ålands del i huvudsak sjöfart som är aktuellt, men även annan fysisk påverkan som vägbankar, konstruktion i närområdet och muddring förekommer.

Ingen bedömning av hydromorfologisk status har genomförts på Åland och syftet med detta examensarbete var därför att ta fram en metod för att kunna bedöma mänsklig fysisk påverkan på åländska sjöar och kustvatten. Utgångspunkten för metoden var att den skulle uppfylla vattendirektivets riktlinjer för bedömning av fysisk påverkan, samt anpassas till lokala förhållanden och datatillgång. Utöver detta skulle även en bedömning av fysisk påverkan göras för en sjö och ett kustvattenområde enligt framtagen metod.

En bedömningsmanual sammanställdes för sjöar respektive kustvatten utgående från vattendirektivets riktlinjer samt svenska och finländska metoder för bedömning av fysisk påverkan. Även specifika lösningar skapades för att anpassa manualen till dataunderlaget. Manualstrukturen delades in i tre kategorier av fysisk påverkan – påverkan på akvatiska organismers rörelsemöjlighet (konnektivitet), påverkan på vattenförhållanden och – rörelser (hydrologi) samt påverkan på landformer i och i närheten av vattenområdet (morfologi). För varje kategori fastsälldes sedan lämpliga bedömningskriterier, exempelvis olika typer av mänsklig verksamhet eller förhållanden i vattenområdet, som kunde sägas ha betydande konsekvenser för akvatiska organismer och som det fanns tillräckligt med dataunderlag för att kunna bedöma förändringen gentemot ett opåverkat tillstånd.

Därefter gjordes en bedömning, enligt framtagen manual, av Långsjön i Finströms och Jomala kommun samt Västra Hamnen i Mariehamns och Jomala kommun. Långsjön uppvisade ingen betydande påverkan, den största påverkan orsakades av en regleringsdam i anslutning till sjön. Långsjöns status med avseende på fysisk påverkan

bedömdes vara god. Västra Hamnen uppvisade som förväntat en kraftigare påverkan. Hamnverksamheten ger upphov till påverkan i form av fartygstrafik och konstgjord strandlinje, men även övrig påverkan på närområdet vägbanken över Svibyviken bidrar till påverkan. Västra Hamnens status bedömdes vara otillfredsställande.

Det dataunderlag som fanns tillgängligt visade sig vara tillräckligt för att genomföra en bedömning. Fortsatta ansträngningar bör dock göras för att utvidga och detta underlag, och utveckling och utvärdering av bedömningsmanualen bör ske kontinuerligt för att säkerställa en korrekt bedömning.

Det konkreta resultatet av detta examensarbete är att Åland nu kan uppfylla vattendirektivets krav på bedömning av fysisk påverkan. I det långa loppet är dock det viktigare resultatet att en kartläggning av mänsklig verksamhet och fysisk påverkan som påverkar de åländska kustvattnen och sjöarna kan göras. På så sätt erhålls ytterligare en dimension av kunskap om statusen på Ålands sjöar och kustvatten, vilket är avgörande för att kunna förvalta dem så att framtida generationer kan fortsätta att ha glädje och nytta av dem.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	4
1.1 SYFTE	4
1.2 AVGRÄNSNINGAR	5
2. BAKGRUND	6
2.1 RIKTLINJER FÖR HYDROMORFOLOGISK BEDÖMNING I VATTENDIREKTIVET	6
2.1.1 Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer	7
2.1.2 Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer som stöd för ekologisk status	8
2.1.3 Kraftigt modifierade och konstgjorda vattenförekomster	9
2.1.4 Åtgärder och övervakning	10
2.1.5 Komplementärerande dokument	10
2.2 ÅLÄNDSKA FÖRHÅLLANDEN OCH IMPLEMENTERING	12
2.2.1 Typindelning av ytvatten	13
2.2.2 Indelning av kustvatten	13
2.2.3 Indelning av sjöar	16
2.3 HYDROMORFOLOGISK BEDÖMNING I SVERIGE	17
2.4 HYDROMORFOLOGISK BEDÖMNING I FINLAND	19
3. METOD OCH MATERIAL	22
3.1 DPSIR-MODELLEN	22
3.2 BEDÖMNINGSGRUNDER	23
4. BEDÖMNINGSMANUAL SJÖAR	24
4.1 KONNEKTIVITET	24
4.1.1 Längsgående konnektivitet/vandringshinder	24
4.2 HYDROLOGISK REGIM	25
4.2.1 Påverkan på vattenståndsförändring	26
4.2.2 Tillåten vattenuttagsvolym	27
4.2.3 Sjösänkning/höjning	28
4.3 MORFOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	28
4.3.1 Fysisk påverkan på närområdet	28
4.3.2. Konstgjord strandlinje	29
4.3.3 Tillrinnande diken	30
4.3.4 Vattenföretag	30

4.3.5 Bryggor.....	31
5. BEDÖMNINGSMANUAL KUSTVATTEN	32
5.1 FÖREKOMSTINDELNING.....	32
5.2 HYDRODYNAMISKA FÖRHÅLLANDEN.....	33
5.2.1 Strömningsförhållanden	33
5.2.2 Vågexponering	34
5.2.3 Fartygspåverkan	35
5.3 MORFOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN.....	35
6. METOD FÖR BEDÖMNING AV KRAFTIGT MODIFIERAD VATTENFÖREKOMST	36
7. MODELLER FÖR VÅGEXPONERING OCH STRÖMRIKTNING.....	37
7.1 VÅGEXPONERING.....	37
7.1.1 Wave Exposure Model	37
7.1.2 Wave Fetch Model	38
7.2 STRÖMNINGSFÖRHÅLLANDE	41
8. RESULTAT	42
8.1 LÅNGSJÖN	42
8.1.1 Konnektivitet.....	42
8.1.2 Hydrologisk regim.....	43
8.1.3 Morfologiska förhållanden	45
8.1.4 Hydromorfologisk status	49
8.2 VÄSTRA HAMNEN	49
8.2.1 Förekomstindelning.....	49
8.2.2 Hydrologisk regim.....	49
8.2.3 Morfologiska förhållanden	56
8.2.3 Hydromorfologisk status	59
8.3 KRAFTIGT MODIFIERAD FÖREKOMST.....	60
9. DISKUSSION	61
9.1 GENOMFÖRD BEDÖMNING OCH ERHÅLLEN STATUS	61
9.1.1 Långsjön.....	61
9.1.2 Västra hamnen.....	61
9.2 VAL AV BEDÖMNINGSMETOD.....	62
9.2.1 Det opåverkade referensförhållandet.....	63
9.2.1 Indelning av kustvattenförekomster	63

9.2.2	Parameterväl	63
9.3	OSÄKERHETER I BEDÖMNINGEN	64
9.3.1	Metoder	65
9.3.2	Kvalitet och noggrannhet hos indata	67
9.3.3	Ekologisk relevans	67
9.3.4	Områdets känslighet	67
9.4	FORTSATT ARBETE OCH TIDSPLAN	68
9.4.1	Brister i dataunderlag	68
9.4.2	Tidsplan	68
10.	SLUTSATSER	69
11.	REFERENSER	70
BILAGA I: GIS - TEKNISK VÄGLEDNING		73
1.	PÅVERKAN I NÄROMRÅDET	73
1.1	Skapa en shape-fil för förekomsten	73
1.2	Skapa närområdet	75
1.3	Andel påverkad yta	76
1.4	Jordbruksmark	76
1.5	Vägar	78
1.6	Byggnader	78
2.	KONSTGJORD STRANDLINJE	78
3.	STRYKLÄNGD	78
4.	FARTYGS PÅVERKAN	80
BILAGA II: BERÄKNINGAR AV TVÄRSNITTSAREOR		82
1.	VÄSTRA HAMNEN, REFERNSTILLSTÅNDET	82
2.	VÄSTRA HAMNEN, NULÄGET	83
3.	EXPONERINGSGRAD FÖREKOMSTAVGRÄNSNING	84

1. INLEDNING

Hydromorfologisk påverkan är ett globalt miljöproblem som kan ha avgörande effekt på de akvatiska ekosystemen (Elliott och Whitfield, 2011). Riskbedömningar som utfördes av Europeiska Unionens medlemsländer 2005 visade att hydromorfologisk påverkan är en av de största riskfaktorerna till att vattendirektivets mål inte uppnås (Europeiska kommissionen, 2006a). Hydromorfologisk regim definieras av (European communities, 2003a) som de fysiska egenskaper som karakteriserar en vattenförekomst, nämligen form, innehåll och gränser. Hydromorfologisk eller fysisk påverkan innebär alltså mänsklig inverkan på en vattenförekomsts fysiska tillstånd, och har ofta en negativ inverkan på ekosystem och habitat (Europeiska kommissionen, 2006b). Hydromorfologisk påverkan kan exempelvis vara muddring som påverkar sediment och bottenstruktur, dammar som skapar barriärer för fiskvandring eller vägbankar som påverkar vattens strömriktning. Undersökningar har visat att sjöfart, vattenkraft och översvämningsskydd tillsammans med urbanisering och jordbruk på regional nivå är de verksamheter som har störst hydromorfologisk påverkan i Europa (Europeiska kommissionen, 2005; (Europeiska kommissionen, 2006b).

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG, även kallat vattendirektivet eller ramvattendirektivet, trädde i kraft den 23 oktober år 2000 och är den författning som i första hand behandlar hydromorfologisk påverkan i Europa (Europeiska kommissionen, 2000; Kling, 2014). Direktivets syfte är i första hand att skydda och förbättra statusen för allt vatten inom Europa. Det innebär bland annat att inga försämringar av vattenkvalitet ska förekomma, att utnyttjande av vatten ska ske på ett hållbart sätt, samt att en god status ska uppnås för alla vattenförekomster. För ytvatten innebär god status enligt vattendirektivet god ekologisk och kemisk status (Kallis and Butler, 2001), där den ekologiska statusen ska bedömas enligt bland annat hydromorfologiska kvalitetsfaktorer (Naturvårdsverket, 2007a).

På Åland har ingen kartläggning av hydromorfologisk påverkan genomförts (Ålands Landskapsregering, 2015). För att tillmötesgå vattendirektivets riktlinjer måste dels metoder för klassificering av hydromorfologisk påverkan tas fram, dels måste statusklassificering av vattenförekomster med avseende på hydromorfologin genomföras.

1.1 SYFTE

Syftet med detta examensarbete var i första hand att utgående från tillgängliga data ta fram en lämplig bedömningsmall för hydromorfologisk regim, i enlighet med vattendirektivets riktlinjer, gällande kust och sjöar för Åland. Vidare var målsättningen att tillämpa bedömningsmallen på minst två utvalda vattenförekomster, samt sammanställa ett dokument för rapportering till EU. Slutligen var även syftet med arbetet att utpeka brister i dataunderlag samt ta fram ett förslag på tidsplan för övervakning och fortsatt arbete.

Två frågeställningar som examensarbetet ämnade svara på är:

- Finns det tillräckligt med dataunderlag tillgängligt för Ålands Landskapsregering för att en relevant bedömning ska kunna genomföras?
- Är det möjligt att tillämpa en generell metod för bedömning hydromorfologisk påverkan på åländska sjöar och kustvatten?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

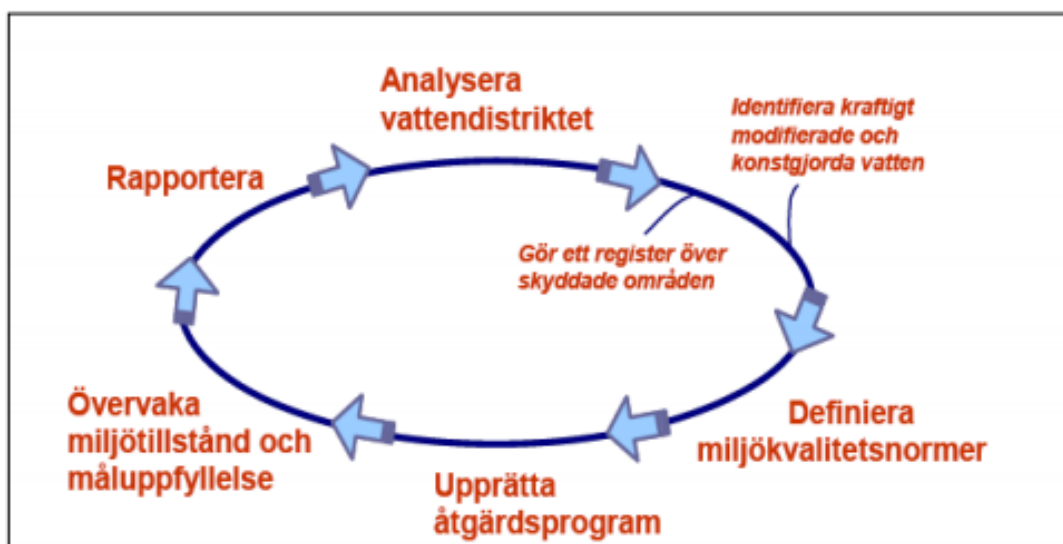
Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i vattendirektivet berör endast ytvatten, varför påverkan på grundvattenförekomster utelämnades i detta projekt (Europeiska kommissionen, 2000). Av de ytvattenförekomster som anges i direktivet har även vattendrag och vatten i övergångszon utelämnats, eftersom dessa typer av förekomster inte existerar i någon nämnvärd utsträckning på Åland (Ålands Landskapsregering, 2015).

2. BAKGRUND

Begreppet hydromorfologi är ett tidigare känt begrepp från markvetenskapen, men en ny definition fastslogs i och med införandet av EU:s vattendirektiv år 2000, och direktivet är fortsättningsvis den författning som i huvudsak behandlar hydromorfologi och fysisk påverkan inom EU (Kling, 2014; Vogel, 2011). Vattendirektivet definierar hydromorfologi som ”de hydrologiska och geomorfologiska element och processer som berör akvatiska ekosystem” (Vogel, 2011).

Vattendirektivet utgör ett ramverk för vattenarbetet i Europa, med avsikt att hantera de gränsöverskridande problem som vatten innebär och främja gemensamma insatser och arbetsstrukturer mellan medlemsländerna (Hering et al., 2010). Den grundläggande arbetsstrukturen som direktivet föreskriver innebär vattenförvaltning på avrinningsdistriktsnivå, med en ansvarig myndighet för varje avrinningsdistrikt (Kallis och Butler, 2001).

Tidsramen för vattendirektivet delar upp arbetet i sex års cykler (Naturvårdsverket, 2007a). Under en cykel ska bland annat bedömning, åtgärder och övervakning utföras i varje vattendistrikt (Figur 1). Det övergripande målet för ytvatten var att god ekologisk och kemisk status ska uppnås till 2015 (Lundin, 2000). För de förekomster som inte uppnått denna status ska förbättringsmöjligheter fastslås i förvaltningsplaner och åtgärdsprogram som tas fram för nästa cykel, 2015-2021, med syfte att åtgärda detta (Ålands Landskapsregering, 2015). Om inte god status kan uppnås till 2015 på grund av naturliga förutsättningar eller tekniska eller ekonomiska omöjligheter kan undantag erhållas om tidsfrist i första hand till 2021 eller 2027.



Figur 1. De viktigaste förvaltningsåtagandena inom en sex-årig arbetscykel enligt vattendirektivets ram (Naturvårdsverket, 2007a), med tillstånd.

2.1 RIKTLINJER FÖR HYDROMORFOLOGISK BEDÖMNING I VATTENDIREKTIVET

Ur vattendirektivet kan två applikationer av bedömning av hydromorfologiskt påverkanstryck utläsas (Europeiska kommissionen, 2000). Den första är påverkansbedömning enligt hydromorfologiska kvalitetsfaktorer som ingår i klassningen av ekologisk status. Den andra är

klassning av kraftigt modifierad eller artificiell vattenförekomst som ger ett undantag från bedömning av ekologisk status till ekologisk potential. Bedömning av kraftigt modifierad eller artificiell förekomst kan sägas utgöra en del av den hydromorfologiska statusbedömningen och utgår från samma kvalitetsfaktorer, men tar samtidigt hänsyn till ekonomiska och tekniska aspekter (European communities, 2003b). I detta kapitel presenteras för tydlighetens skull dessa två applikationer av hydromorfologisk bedömning under separata rubriker nedan.

2.1.1 Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

Bedömningen av hydromorfologisk påverkan av ytvattenförekomster enligt vattendirektivet ingår i första hand som en komponent i klassificeringen av ekologisk status (Europeiska kommissionen, 2000). Denna klassificering ska göras primärt enligt biologiska kvalitetsfaktorer, som exempelvis växtplankton eller fiskfauna. De övriga kvalitetsfaktorerna, de hydromorfologiska och fysikalisk/kemiska, ska fungera som stödfaktorer för de biologiska faktorerna vid bedömning av den ekologiska statusen (Europeiska kommissionen, 2000; Naturvårdsverket, 2007a). I bilaga II i direktivet listas de hydromorfologiska kvalitetsfaktorer som ska ingå i bedömningen av ytvattenförekomsternas ekologiska status. Dessa kvalitetsfaktorer samt tillhörande underparametrar redovisas ordagrant nedan för sjöar respektive kustvatten. I vattendirektivet används begreppet kvalitetsfaktor synonymt med kvalitetsparameter, men i denna rapport görs en avskiljning där kvalitetsfaktor hädanefter endast inbegriper de övergripande påverkanskategorierna, exempelvis hydrologisk regim eller morfologiska förhållanden. Benämningen kvalitetsparameter används uteslutande för underparametrarna till respektive kvalitetsfaktor.

Sjöar:

Hydrologisk regim

- vattenflödesvolym och vattenflödesdynamik
- uppehållstid
- förbindelser med grundvattenförekomster

Morfologiska förhållanden

- variation i sjövattendjup
- sjöbäddens volym, struktur och substrat
- sjöstrandens struktur

Kustvatten:

Morfologiska förhållanden

- djupvariation

- kustbäddens struktur och substrat
- tidvattenzonens struktur

Tidvattenmönster

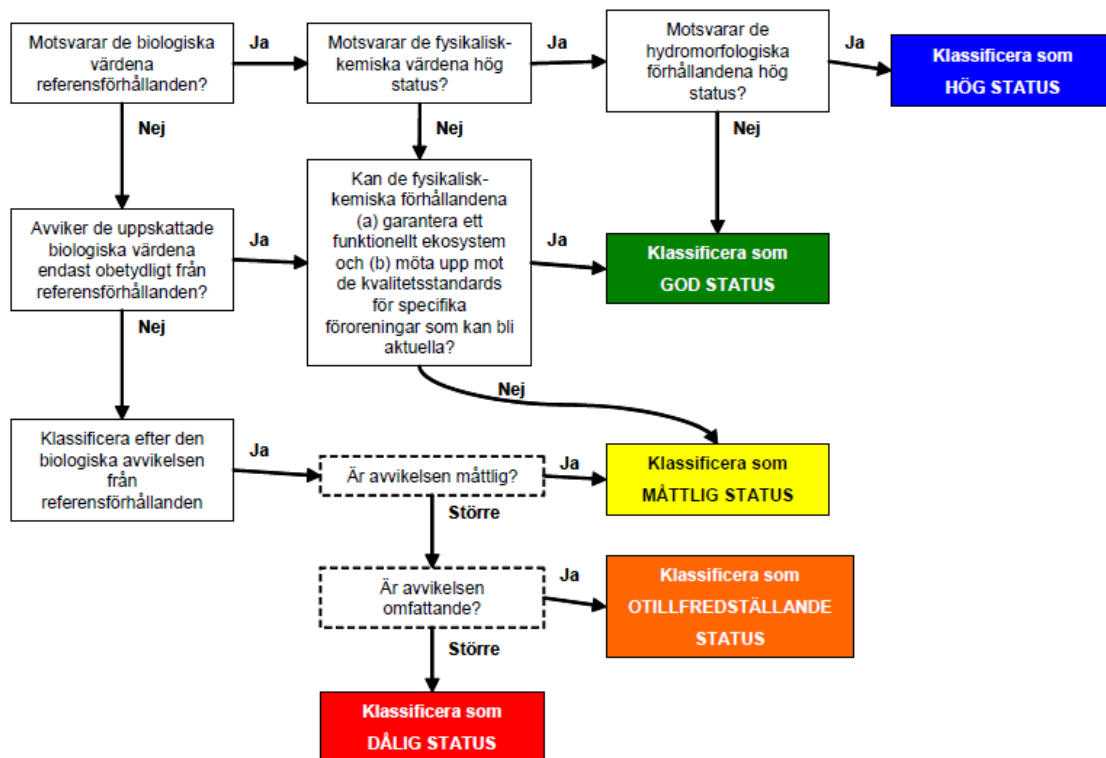
- de dominerande strömmarnas riktning
- vågexponering

(Europeiska kommissionen, 2000)

Påverkansbedömningen ska ske gentemot ett opåverkat, typspecifikt referensförhållande för ovanstående kvalitetsfaktorer (Europeiska kommissionen, 2000). Detta innebär att ett referensförhållande utan mänsklig påverkan fastställs för aktuell vattenförekomsttyp och kvalitetsfaktor, och jämförs med det påverkade tillståndet.

2.1.2 Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer som stöd för ekologisk status

En förekomsts ekologiska status bedöms i första hand utgående från biologiska kvalitetsfaktorer (Europeiska kommissionen, 2000). Tanken med detta är att det är biologin som först och främst ska avgöra den ekologiska statusen. Därefter klassas den ekologiska statusen utgående från fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer följt av de hydromorfologiska faktorerna (Figur 22). Dessa kvalitetsfaktorer betraktas som stödfaktorer till och kan endast bidra till en statusförändring om statusen enligt de biologiska kvalitetsfaktorerna klassats som hög. Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer kan alltså enligt direktivet i första hand användas för bedömning av hög ekologisk status, i praktiken alltså vid nedgradering av en förekomsts ekologiska status som enligt biologiska kvalitetsfaktorer klassats till hög status (Europeiska kommissionen, 2006b). Om klassningen enligt biologiska kvalitetsfaktorer ger en lägre än hög status anses inte de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna inverka på klassningen. Ekologisk status delas in i klasserna hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig (Naturvårdsverket, 2007a).



Figur 2. Schematisk bild över klassningsprocessen för ekologisk status (Naturvårdsverket, 2007a), med tillstånd.

I vattendirektivet definieras i bilaga V hög, god och måttlig ekologisk status för biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer (Europeiska kommissionen, 2000). För sjöar och kustvatten ska hög hydromorfologisk status innebära att de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna helt eller nästan helt motsvarar ett opåverkat referensförhållande. God hydromorfologisk status definieras som att de hydromorfologiska förhållandena kan sägas ge tillräckliga förutsättningar för att de biologiska kvalitetsfaktorer som angivits för god ekologisk status kan uppnås. Måttlig hydromorfologisk status innebär på samma sätt att de hydromorfologiska förhållandena kan sägas ge tillräckliga förutsättningar för att de biologiska kvalitetsfaktorer som angivits för måttlig status kan uppnås.

2.1.3 Kraftigt modifierade och konstgjorda vattenförekomster

En kraftigt modifierad vattenförekomst definieras enligt vattendirektivet som en förekomst som utsatts för mänsklig fysisk påverkan sådan att den märkbart har ändrat sin karaktär (Europeiska kommissionen, 2000). På liknande sätt definieras en konstgjord vattenförekomst som en förekomst som är skapad på mänskligt bevåg. Båda dessa definitioner utgår från mänsklig fysisk påverkan, vilket innebär att klassning av kraftigt modifierade och konstgjorda förekomster i stor utsträckning är densamma som klassningen av hydromorfologisk status (European communities, 2003b). Dock ska vid klassning av kraftigt modifierade och konstgjorda förekomster ytterligare aspekter, bland annat omkringliggande verksamheters samhällsnytta, tas i beaktande. Vidare skapar denna klassning två nya typer av vattenförekomster som genom vattendirektivet ska klassas enligt ekologisk potential istället för status men fortsättningsvis enligt samma kvalitetsfaktorer. Syftet med klassningen är att ge medlemsländerna möjligheten att göra en mindre sträng bedömning enligt ekologisk potential av förekomster som är kraftigt påverkade av samhällsviktiga verksamheter. Ekologisk

potential motsvarar den biologiska statusen i vattenförekomsten, när den rådande hydromorfologiska påverkan inte tas i beaktande. Ekologisk potential delas in i klasserna maximal, god, måttlig, otillfredsställande och dålig (Naturvårdsverket, 2007a).

2.1.4 Åtgärder och övervakning

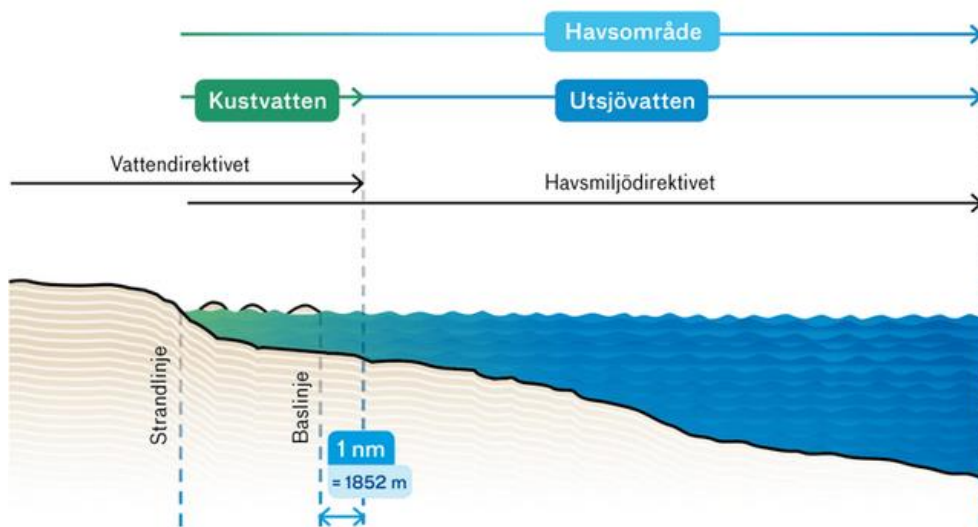
Medlemsstaterna är skyldiga att ta till alla rimliga åtgärder för att uppnå god status för all ytvatten respektive god ekologisk potential för kraftigt modifierade och konstgjorda vatten (Europeiska kommissionen, 2000). Vad gäller hydromorfologi så bör antagna åtgärdsprogram innehålla nödvändiga åtgärder för att vattenförekomstens hydromorfologiska förhållanden inte ska inverka negativt på dess ekologiska status.

Tidsramen som anges för övervakning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i direktivet är med avseende på morfologi vart sjätte år, det vill säga en gång per arbetscykel för både sjöar och kustvatten (Europeiska kommissionen, 2000). Vidare ska de hydrologiska kvalitetsfaktorerna för sjöarna övervakas en gång per månad.

2.1.5 Komplementerande dokument

Vattendirektivet är flexibelt för att möjliggöra implementeringen hos medlemsländer med olika förutsättningar och förhållanden (Europeiska kommissionen, 2006a). Detta resulterar bland annat i att direktivets riktlinjer för hydromorfologisk bedömning är vaga, varför komplementerande dokument som berör ämnet har tagits fram på uppdrag av kommissionen (Weiß et al., 2007). Dessa består i första hand av Common Implementation Strategy (CIS) dokument som helt eller delvis berör hydromorfologi och kraftigt modifierade vattenförekomster (Europeiska kommissionen, 2006a). Vidare existerar ett flertal fallstudier, god praxis-dokument samt workshops som dock huvudsakligen berör vattenkraft, sjöfart och översvämningshantering.

Utöver vattendirektivet berör även Europaparlamentets och Rådets direktiv 2008/56/EG, även kallat havsmiljödirektivet hydromorfologisk påverkan (Europeiska kommissionen, 2008). Havsmiljödirektivets bestämmelser innefattar kustvattenområden (Figur 3) och överlappar därmed med vattendirektivet.



Figur 3. Vattendirektivets och havsmiljödirektivets överlappar för kustvatten (Havs- och vattenmyndigheten, 2012), med tillstånd.

Havsmiljödirektivets syfte är att god miljöstatus ska uppnås för den marina miljön 2020 (Europeiska kommissionen, 2008). Detta innefattar hydromorfologiska egenskaper, och direktivet kräver att medlemsländer gör en bedömning av de faktorer som specificeras i bilaga III i direktivet. Bedömningen ska innefatta kvalitativa och kvantitativa faktorer och ta hänsyn till kumulativa effekter och synergieffekter. Grundläggande fysiska förhållanden samt fysisk belastning och påverkan som tas upp i bilaga III presenteras ordagrant nedan.

Grundläggande förhållanden:

- Havsbottens topografi och batymetri
- Årsvisa och säsongsvisa temperaturförhållanden
- Isutbredning
- Strömningshastighet
- Uppvällning
- Vågexponering
- Blandningskaraktistik
- Turbiditet
- Uppehållstid

Belastning och påverkan:

Fysisk förlust:

- Kvävning (t.ex. genom människans byggverksamhet, deponering av muddermassor).
- Tillslutning (t.ex. genom permanenta konstruktioner).

Fysiska skador:

- Förändringar i igenslamning (t.ex. genom flodmynningar, ökad avrinning, muddring/deponering av muddermassor).
- Abrasion (t.ex. påverkan på havsbotten genom kommersiellt fiske, båttrafik, ankring).
- Selektiv utvinning (t.ex. exempelvis prospektering och bearbetning av levande och andra resurser på havsbotten och i underliggande jordlager).

Övrig fysisk störning:

- Undervattensbuller (t.ex. från sjöfart, akustisk undervattensutrustning).
- Marint avfall.

Interferens med naturliga hydrologiska processer:

- Betydande ändring av temperaturförhållanden (t.ex. genom spillvatten från kraftverk).
- Betydande ändring av salthalt (t.ex. konstruktioner som hindrar vattnets rörelser, uttag av vatten).

(Europeiska kommissionen, 2008).

Även havsmiljödirektivets riktlinjer för hydromorfologisk bedömning beaktas i examensarbetet, med det primära syftet är att tillgodose vattendirektivets krav.

2.2 ÅLÄNDSKA FÖRHÅLLANDEN OCH IMPLEMENTERING

Åland är ett självstyrkt landskap som tillhör Finland. Området kan karakteriseras som en arkipelag med drygt 6700 öar större än 0,25 hektar (Ålands Landskapsregering, 2015). Av dessa är de flesta mycket små men huvudön utgör cirka 70 procent av den totala landarean. Invånarantalet är cirka 28 000, varav ungefär 90 procent är bosatta på huvudön medan resten är bosatta på cirka 60 av de största öarna. På de mindre öarna är sommarstugor vanliga. Ytterligare information presenteras i Tabell 1 nedan.

Tabell 1. Geografisk information för avrinningsdistriktet Åland (Ålands Landskapsregering, 2015).

Distrikt	Landyta (inklusive sjöar) [km ²]	Kustvattenyta [km ²]	Strandlinje kust [km]	Strandlinje sjöar [km]	Befolkningstäthet [invånare/km ²]
Åland	1551	7578	17969	602	18,3

Landskapet Åland utgör ett avrinningsdistrikt med Ålands Landskapsregering som ansvarig vattenmyndighet i enlighet med direktivets bestämmelser (Ålands Landskapsregering, 2015). Avrinningsdistriktet är till sin helhet ett skärgårdslandskap, med många små öar, grunda vikar och viksystem. Landhöjningen är en process som spelar en viktig roll, främst för de grunda vikarna, vars inlopp minskar eller helt snörs (Hansen, 2011). Därmed förändras vattenutbyte och salthalt vilket innebär en naturlig förändring av levnadsförhållandena.

Bottnarna i skärgården utgörs i huvudsak av grunda bottnar med ett djup på mindre än 30 meter förutom i den sydvästra delen där djupare områden ner till cirka 300 meter finns (Ålands Landskapsregering, 2015). Generellt så är den västra sidan mer öppen och exponerad och domineras därför av erosionsbottnar, medan den östra sidan har en lägre topografisk öppenhet varför transport- och ackumulationsbottnar dominerar. Den dominerande strömningsriktningen på västra sidan är sydlig och på östra sidan nordlig. Inga större floder eller älvar existerar på Åland eftersom sammanhängande landområden är små till ytan, varför avrinningsområden därmed också är begränsade till storleken (Wennström, pers.medd, 2015). I första hand förekommer grävda diken eller mindre bäckar med tillrinningsområden mindre än tio kvadratkilometer samt diffus avrinning från berg i dagen.

Ålands självstyrelse ger möjlighet bland annat egen lagstiftningsbehörighet inom vattenfrågor (Ålands Landskapsregering, 2015). För att underlätta läsningen kommer därför Finland och Åland i fortsättningen av rapporten att behandlas som separata nationer vad gäller vattenfrågor. På Åland har ekologisk status fastställts för inrapporterade ytvattenförekomster på basen av biologiska och fysikalisk-kemiska parametrar i enlighet med vattendirektivets riktlinjer. Däremot har hydromorfologiska kvalitetsfaktorer inte inkluderats i bedömningen och ingen kartering av hydromorfologisk påverkan eller klassificering av kraftigt modifierade förekomster har utförts. Troliga signifikanta hydromorfologiska påverkanstryck för Ålands del är sjöfart och dränering av jordbruks- och skogsmark.

2.2.1 Typindelning av ytvatten

Typindelning av ytvatten är nödvändigt för att kunna definiera typspecifika referensförhållanden och därvid kunna bedöma mänsklig påverkan, vilket vattendirektivet ställer krav på (Europeiska kommissionen, 2000). Typindelningen har gjorts av landskapsregeringen utgående från naturvetenskapliga särdrag enligt finländsk metod (Ålands Landskapsregering, 2015). Indelningen har både gjorts för sjöar och kustvatten.

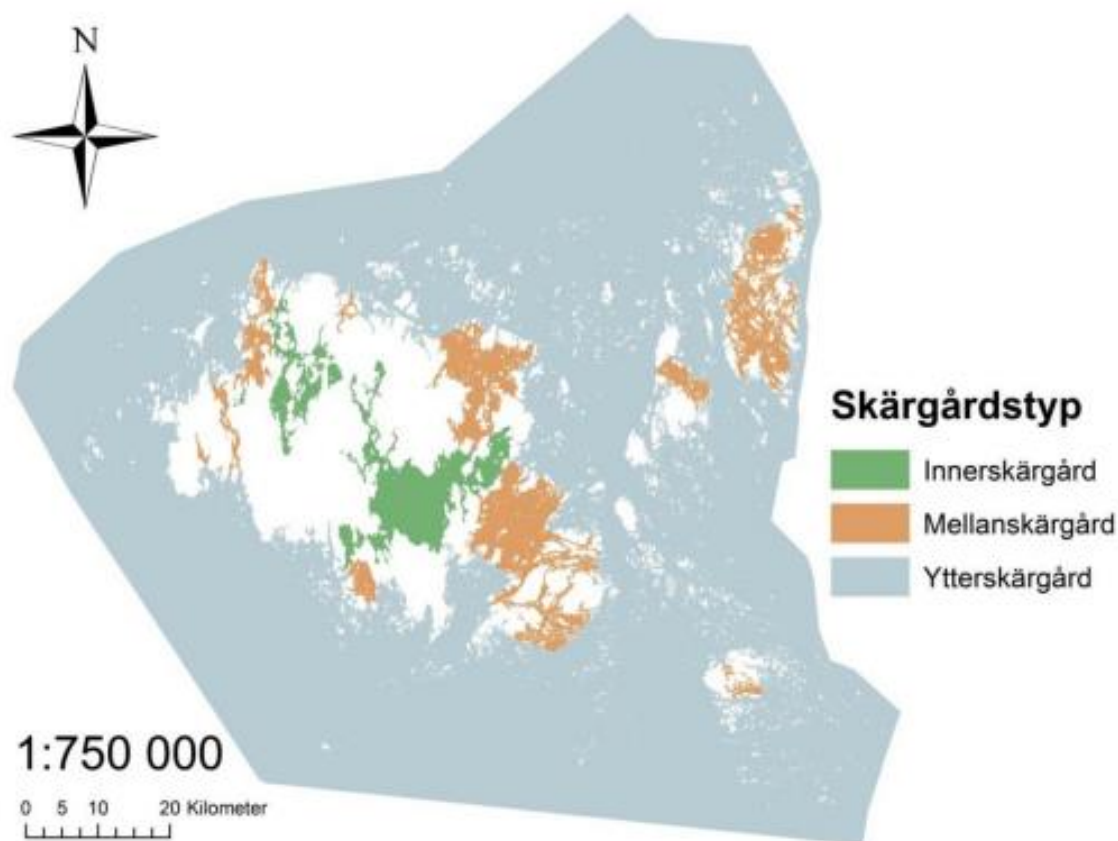
2.2.2 Indelning av kustvatten

Typindelningen av kustvatten har gjorts enligt finsk modell i huvudtyperna inner-, mellan- och ytterskärgård, fördelningen kan ses i Tabell 2 samt Figur 4 nedan (Ålands Landskapsregering, 2015). Innerskärgård utgör områden med betydligt större landareal än vattenareal, övervägande del fastland och stora öar samt trånga sund och längre vikar. Vattenomsättningstiden ska vara större än 40 dygn och salthalten ska ligga mellan två och sex promille. Mellanskärgården innefattar områden med mindre öar i huvudsak avskilda från fast land. Områdena är öppnare än innerskärgården med omsättningstid 10-39 dygn och salthalten ska vara mellan fem och sex promille. Ytterskärgården utgörs av mot havet öppna områden med små öar samt större vikar och fjärdar. Vattenomsättningen är mindre än nio dygn och salthalten mellan fem och sju promille.

Tabell 2. Typfördelning av kustvattenförekomster för avrinningsdistriktet Åland (Ålands Landskapsregering, 2015).

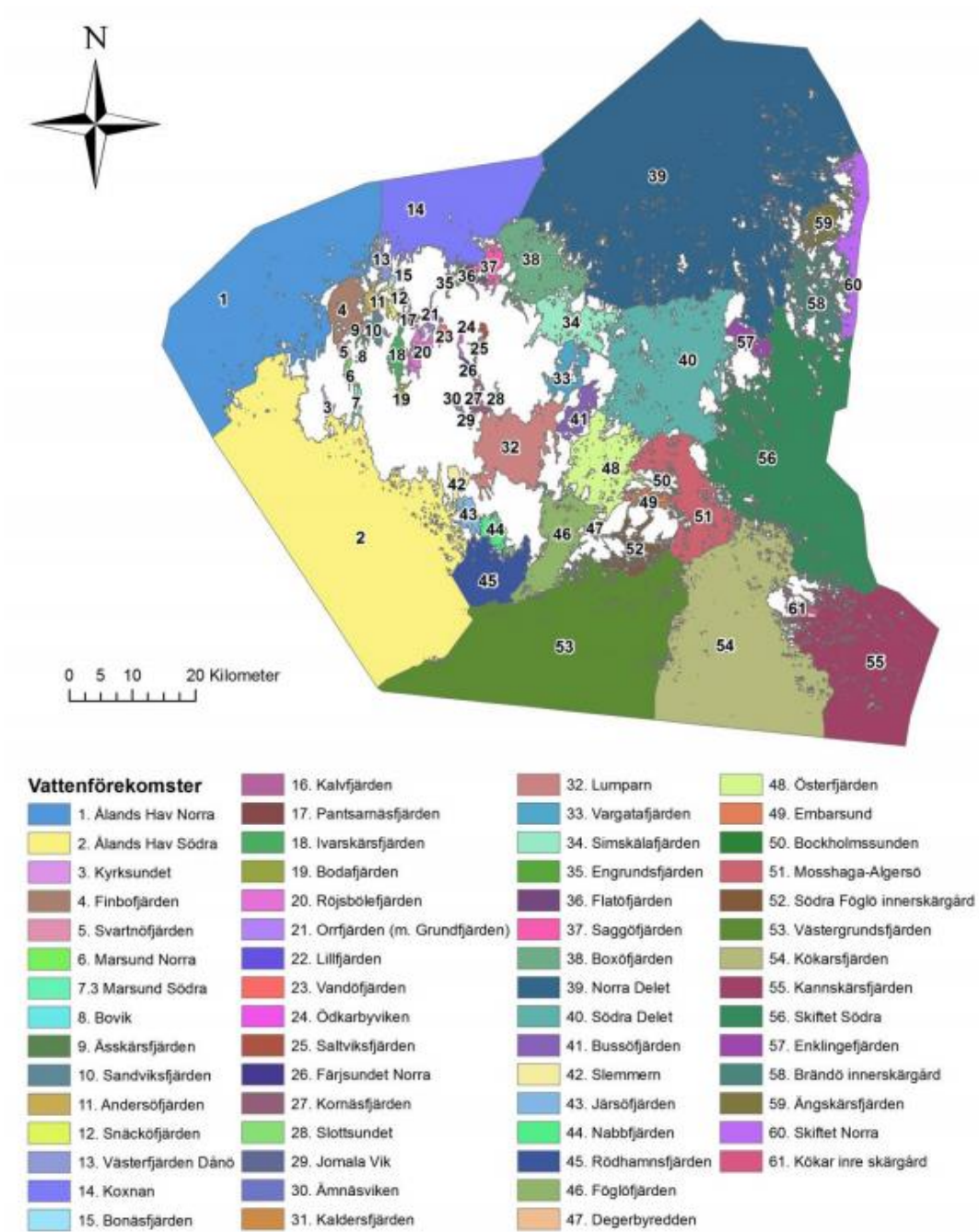
Skärgårdstyp	Antal vattenförekomster	Areal [km ²]
Innerskärgård	22	242

Mellanskärgård	21	492
Ytterskärgård	18	7058
Totalt	61	7792

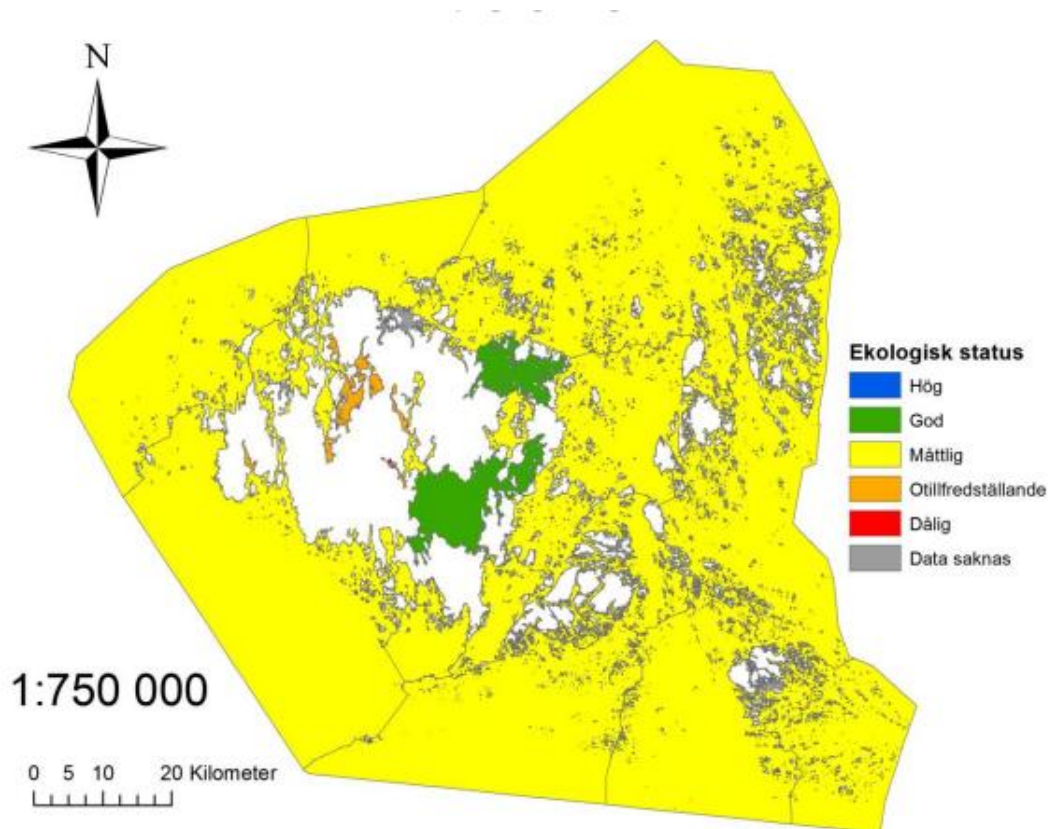


Figur 4. Typfördelning av kustvattenförekomster för avrinningsdistriktet Åland (Ålands Landskapsregering, 2015).

Vidare har även en indelning i enskilda vattenförekomster genomförts. Indelningen har gjorts utgående från topografi, bassängordning och exponeringsgrad (Ålands Landskapsregering, 2015). Den enskilda vattenförekomsten kan endast tillhöra en skärgårdstyp. Indelningen av vattenförekomsterna presenteras i Figur 5 nedan. Den ekologiska status som fastställts under arbetscykeln 2009-2015 presenteras i Figur 6.



Figur 5. Kustvattenförekomsterna inom Ålands avrinningsdistrikt (Ålands Landskapsregering, 2015).



Figur 6. Kustvattenförekomsternas ekologiska status (Ålands Landskapsregering, 2015).

2.2.3 Indelning av sjöar

Typindelningen av sjöarna har gjorts enligt en finländsk metod (Ålands Landskapsregering, 2015). Enligt denna indelning klassas alla sjöar på Åland som sjötypen RrRk, det vill säga sjö med hög närings- och kalkhalt. Av totalt cirka 1500 sjöar på Åland rapporteras 14 stycken till EU; dricksvattentäkterna, potentiella ytvattentäkter samt sjöar större än 50 hektar. Deras ekologiska status presenteras i Figur 7.

Sjö	Växtplankton	Vattenväxter	Bottendjur	Fisk	Ekologisk status 2006-2012	TotP	TotN	Kem-Fys	Kem-Fys status	
Borgsjön	0,8				0,80	Hög	0,8	0,8	0,8	Hög
Västra kyrksundet	0,8	0,4	0,6	0,6	0,60	God	0,8	0,6	0,7	God
Södra Långsjön	0,8				0,80	Hög	0,8	0,6	0,7	God
Östra Kyrksundet	0,6	0,4	0,4	0,4	0,40	Måttlig	0,8	0,6	0,7	God
Lavsböle träsk	0,6	0,6	0	0,4	0,50	Måttlig	0,8	0,6	0,7	God
Dalkarby träsk	0,6	0,4	0,8	0,4	0,50	Måttlig	0,8	0,6	0,7	God
Toböle träsk	0,4				0,40	Måttlig	0,4	0,6	0,5	Måttlig
Oppsjön	0,4				0,40	Måttlig	0,8	0,6	0,7	God
Tjudö träsk	0,8				0,80	Hög	0,8	0,4	0,6	God
Långsjön	0,8	0,2	0,2	0,4	0,30	Otillfredsställande	0,4	0,4	0,4	Måttlig
Markusbölefjärden	0,8	0,2	0,2	0,4	0,30	Otillfredsställande	0,2	0,4	0,3	Otillfredsställande
Vargsundet	0,4	0,2	0,8	0,8	0,60	God	0,6	0,4	0,5	Måttlig
Inre fjärden	0,8				0,80	Hög	0,8	0,2	0,5	Måttlig
Storträsk	0,6				0,60	God	0,4	0	0,2	Otillfredsställande

Figur 7. Sjöarnas ekologiska status (Ålands Landskapsregering, 2015).

2.3 HYDROMORFOLOGISK BEDÖMNING I SVERIGE

De svenska bedömningsgrunderna i nuvarande form har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten (HAV, 2013). Utgångspunkten för bedömningen är att påverkan i enlighet med vattendirektivet ska bedömas för hela förekomstens yta gentemot ett opåverkat referensförhållande. Bedömningsmetoden går ut på att klassificera den hydromorfologiska statusen för vattenförekomster genom att sammanväga parametrar enligt kvalitetsfaktorer: konnektivitet, morfologiskt tillstånd och hydrologisk regim alternativt hydrografiska villkor för kustvatten samt vatten i övergångszon. Den slutliga statusen för kvalitetsfaktorer: konnektivitet och hydrologisk regim ges av den individuella parameter som uppvisar kraftigast påverkan, medan ett medelvärde av parametervärdena räknas ut för morfologiskt tillstånd. Nedan återges ordagrant parametrarna för bedömning av hydromorfologisk påverkan i sjöar samt kustvatten och övergångszon.

Sjöar:

Konnektivitet

- Längsgående konnektivitet
- Konnektivitet till närområde och svämplan

Hydrologisk regim

- Vattenståndsvariation
- Avvikelse i vinter- eller sommarvattenstånd
- Vattenståndets förändringstakt

Morfologiskt tillstånd

- Förändring av planform
- Bottensubstrat
- Strukturer på det grunda vattenområdet
- Närområdet
- Svämplanets strukturer och funktion

(HAV, 2013).

Kustvatten och vatten i övergångszon:

Konnektivitet

- Längsgående konnektivitet
- Konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden

Hydrografiska villkor

- Tidvattenregim och vattenståndsvariation
- Strömningsförhållanden
- Vågregim
- Sötvatteninflöde och vattenutbyte

Morfologiskt tillstånd

- Grunda vattenområdets morfologi
- Bottensubstrat och sedimentdynamik
- Bottenstrukturer

(HAV, 2013).

Påverkan för respektive parameter bedöms generellt, med något undantag, genom att olika status motsvarar en viss påverkad andel av aktuellt område enligt Tabell 3.

Tabell 3. Statusklass i förhållande till andel påverkan, (HAV, 2013).

Påverkan	Status
0 – 5 %	Hög
5 – 15 %	God
15 – 35 %	Måttlig
35 – 75 %	Otillfredsställande
> 75 %	Dålig

Enligt Kling (pers.medd, 2015) har en nationell statusklassning genomförts enligt ovannämnda bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Detta har resulterat i cirka hundra sjöar och tusen vattendrag där hydromorfologin påverkat statusklassningen. För kustvatten har ingen bedömning genomförts i nuläget.

2.4 HYDROMORFOLOGISK BEDÖMNING I FINLAND

I Finland har nationella bedömningsgrunder för hydromorfologisk påverkan tagits fram och tillämpats för såväl för sjöar och vattendrag som kustvatten (Finlands miljöcentral, 2013). Bedömningsgrunderna togs fram av Finlands miljöcentral SYKE i samarbete med vattendistriktsmyndigheterna under första planeringscykeln och syftar till att uppfylla vattendirektivets kriterier (Westberg, pers.medd, 2015). Bedömningsgrunderna utgår inte från hydromorfologiska kvalitetsfaktorer utan en poängsättning sker enligt olika hydromorfologiska påverkanstryck (Finlands miljöcentral, 2013). Klassningen av kraftigt modifierade vattenförekomster har inbakats i påverkansbedömningen, genom att tilldela den högsta hydromorfologiska påverkansklassen egenskapen av kraftigt modifierad. I den finska tolkningen av direktivet har klassningen av kraftigt modifierad vattenförekomst varit den primära avsikten (Westberg, pers.medd, 2015). Däremot har bedömningen av hydromorfologisk påverkan inte använts för att sänka den ekologiska statusklassningen av en vattenförekomst från hög status som direktivet också föreskriver. Nedan presenteras en kort sammanställning av bedömningskriterierna för sjöar och kustvatten.

Sjöar:

Bedömningen görs i två steg (Finlands miljöcentral, 2013). Steg 1 är en grov bedömning medan steg 2 är en noggrannare analys.

Steg 1: Preliminär bedömning

I detta steg är avsikten att sälla bort de förekomster där den hydromorfologiska påverkan är försumbar eller inte påverkar den ekologiska statusen. Bedömningen görs enligt följande kriterier:

- 1) Den genomsnittliga sänkningen av vattennivån under vintern [m] eller den genomsnittliga förändringen i medeldjup under vinterhalvåret [%] eller sjöns ytarealförändring [%]
- 2) Den permanenta höjningen eller sänkningen av vattennivån [m]
- 3) Förändring/byggnation av stranden, andel av den totala längden strandlinje [%]
- 4) Anläggning av broar och bankar, deras effekt
- 5) Vandringshinder

I det första steget bedöms den hydromorfologiska påverkan grovt efter om de ovan listade faktorerna påverkar vattenförekomsten eller inte. Utifrån detta uppskattas sedan en total faktoreffekt i en tre-nivåig skala:

- 0 = ingen effekt
- 1 = lätt påverkan
- 2 = mer än försumbar effekt.

Steg 2: Specificerad bedömning

I steg två utförs en noggrannare bedömning av de vattenförekomster som i steg ett fått total klassning 2 = mer än försumbar effekt. Det poängteras i rapporten att bedömningskriterierna är anpassade för stora byggnationer och regleringar i floder och sjöar, och att förhållandet mellan de hydromorfologiska variablerna och ekologisk status är svagt, varför den resulterande bedömningen bör endast betraktas som vägledande.

Bedömningen görs enligt samma kriterier som i steg ett, men där poäng ges noggrannare enligt påverkansgränser givna i Tabell 4 nedan. Kriterierna effekt av vägbankar och broar och vandringshinder har inga gränsvärden som dikterar status, utan det är upp till den enskilde utövaren att bedöma påverkan. Därefter summeras poängen vilket ger vattenförekomstens hydromorfologiska statusklassning enligt Tabell 5. Om förekomsten kommer upp i tio poäng eller mer, klassas den som kraftigt modifierad.

Effekt av vägbankar och broar

Bedömning fall till fall

Tabell 4. Bedömningskriterier för hydromorfologisk påverkan i sjöar, (Finlands miljöcentral, 2013).

Påverkanstryck	Medelvintersänkning [m]	Förändring i medeldjup eller sjöarea under vinterhalvåret [%]	Sjösänkning eller höjning [m]	Andel bebyggd strandlinje [%]
Mycket stort = 4p	> 3,0	> 50	a. > 1,5 b. > 1,0	> 50
Stort = 3p	3,0 - 1,5	50 - 30	a. 1,5 - 1,0 b. 1,0 - 0,5	50 - 20
Ganska stort = 2p	1,5 - 1,0	30 - 10	a. 1,0 - 0,5 b. 0,5 - 0,1	20 - 10
Litet = 1p	1,0 - 0,5	< 10	a. < 0,5 b. < 0,1	< 10
Obefintligt = 0p	< 0,5	0	a. 0 b. 0	< 5

a. medeldjup > 1,2 meter, b. medeldjup < 1,2 meter

Tabell 5. Statustabell enligt erhållen poäng (Finlands miljöcentral, 2013).

Poäng	Status
0 - 2	Hög
3 - 5	God
6 - 7	Måttlig
8 - 9	Låg
10 -	Kraftigt modifierad

(Finlands miljöcentral, 2013).

Kustvatten:

Bedömningen görs för den enskilda vattenförekomsten enligt fyra huvudkriterier. Varje kriterium kan ge maximalt 4 poäng, och en förekomst klassas som kraftigt modifierad då den har uppnått åtta poäng, alternativt om minst två av de hydromorfologiska kriterierna resulterar i tre poäng eller högre vardera. Alltså kan inte en vattenförekomst klassas som kraftigt modifierad baserat på endast ett kriterium utan det krävs poäng från minst två kriterier. Bedömningskriterierna syns i Tabell 6 och sammanlagd poängs motsvarande status i Tabell 7.

Tabell 6. Bedömningskriterier för kustvatten (Finlands miljöcentral, 2013).

Påverkanstryck	Förändrad areal på vattenförekomsten [%]	Andel bebyggd strandlinje [%]	Vägbankar och broars influensområde	Stängt av den naturliga kontakten till havet
Mycket stort = 4p	> 5	> 50	Bedömning fall till fall	Anslutning bruten
Stort = 3p	5 - 2	50 - 20	Bedömning fall till fall	Anslutning signifikant försämrad
Ganska stort = 2p	2 - 1	20 - 10	Bedömning fall till fall	Anslutning försämrad
Litet = 1p	< 1	< 10	Bedömning fall till fall	Anslutning något försämrad
Obefintligt = 0p	0	< 5	Bedömning fall till fall	Anslutning ej påverkad

Tabell 7. Statustabell enligt erhållen poäng (Finlands miljöcentral, 2013).

Poäng	Status
0 - 1	Hög
2 - 3	God
4 - 5	Måttlig
6 - 7	Låg
8 -	Kraftigt modifierad

3. METOD OCH MATERIAL

En litteraturstudie samt intervjuer genomfördes med syfte att studera behandlingen av hydromorfologi i vattendirektivet och kompletterande dokument, samt undersöka implementeringsgraden och kunskapsläget inom ämnet. Därefter sammanställdes med hjälp av lokal kännedom en bedömningsmanual utgående från insamlat material i kombination med egna lösningar som är anpassad till åländska förhållanden och som även uppfyller vattendirektivets riktlinjer för bedömning av hydromorfologisk påverkan. Slutligen testkördes manualen på två utvalda förekomster, en sjö och en kustvattenförekomst, och en bristanalys av underlagsdata sammanställdes.

Litteraturstudien omfattade i första hand vattendirektivet och de kompletterande dokument som nämns i kapitel 3.1.5, nationella riktlinjer och metoder för hydromorfologisk bedömning samt fördjupningsstudier av vetenskapliga artiklar rörande för projektet aktuella parametrar eller modeller för bedömning. Intervjuer gjordes med experter på Finlands miljöcentral (SYKE) och Havs- och vattenmyndigheten (HAV) i Sverige samt berörda personer inom i första hand förvaltningen på Åland.

Bedömningen av hydromorfologisk påverkan analyserades i största möjliga mån med geografiska informationssystem (GIS), med syfte att skapa en effektiv och tidsnål bedömningsmetod. Som programvara användes en 60 dagars gratis provotidslicens av ArcMap 10.3, inklusive tillägget spatial analyst.

Underlagsdata bestod i huvudsak av Ålands Landskapsregerings kartdatabas, som huvudsakligen hämtar information Lantmäteriverkets databaser (Karlsson, pers.medd., 2015). Vidare erhöles teknisk information från Landskapsregeringens trafikavdelning samt data från den lokala tillsynsmyndigheten Ålands miljö- och hälsoskyddsmyndighets (ÅMHM)s register.

3.1 DPSIR-MODELLEN

I vattendirektivets vägledningsdokument, Guidance document no. 3. – Analysis of pressures och Impacts, har DPSIR-modellen antagits med syfte att beskriva och tydliggöra samband mellan mänskliga aktiviteter och deras påverkan på miljön (Europeiska kommissionen, 2003c; Vartia och Frödin-Nyman, 2013). Denna modell användes som grund i examensarbetet för att tydliggöra och avskilja begrepp och samband inom och mellan komponenterna som beskrivs nedan (Vartia och Frödin-Nyman, 2013).

DPSIR står för D = Driving force, P = Pressure, S = State, I = impact och R = response. Modellen beskriver alltså en drivkraft (D) som leder till ett påverkanstryck (P) (Europeiska kommissionen, 2003c; Vartia och Frödin-Nyman, 2013). Påverkanstrycket leder till en förändring i vattenförekomstens tillstånd (S), som i sin tur får en konsekvens för miljön (I). För att lindra eller förhindra konsekvens måste lämpliga åtgärder sättas in (R). En åtgärd kan sättas in mot drivkraften, påverkanstrycket och/eller tillståndet (Vartia och Frödin-Nyman, 2013). Konsekvenserna är vanligen svåra att mäta, varför det istället statusen som enligt vattendirektivet mäts och övervakas. Dock behöver inte förändrad hydromorfologisk status innebära att den biologiska och därmed ekologiska statusen har försämrats.

3.2 BEDÖMNINGSGRUNDER

Utgångspunkten för detta projekt var att skapa en manual för bedömning av hydromorfologisk påverkan på sjöar och kustvatten. Grundpelarna för denna manual angavs av vattendirektivets hydromorfologiska kvalitetsfaktorer tillhörande parametrar. Även havsmiljödirektivets anvisningar om hydromorfologisk bedömning utnyttjades i viss mån. Som modell för bedömningsmanualen användes i första hand svenska och finländska bedömningsgrunder och -kriterier, varifrån ytterligare utvalda parametrar hämtades. Vid behov användes även metoder från andra källor samt egna lösningar för att skapa lämpliga parametrar för bedömningen. Förutom att ta fram och välja ut lämpliga parametrar gick en stor del av arbetet ut på att lokalisera underlagsdata. I enlighet med DPSIR-modellen är vattendirektivets bedömningsparametrar för hydromorfologisk status givna som status-komponenter. Då statusen i många fall varit svår att bedöma har istället påverkanstryck använts som parametrar. Exempelvis har så kallade vattenföretag, vilka innefattar bland annat muddring och fyllning - se avsnitt 5.3.4, använts som parameter för att påvisa förändring av botten substratsammansättning.

Bedömningsmanualen är uppdelad enligt kvalitetsfaktorerna konnektivitet, hydrologisk regim och morfologiska förhållanden. Konnektivitet eller kontinuitet i sammanhanget hydromorfologi handlar om organismers rörelsefrihet mellan vattenförekomster (HAV, 2013). Ett konkret exempel är fiskvandring där vandringshinder har negativ inverkan på konnektiviteten. I vattendirektivet används benämningen kontinuitet (Europeiska kommissionen, 2000) medan de svenska bedömningsgrunderna använder begreppet konnektivitet. I denna rapport används hädanefter båda begreppen synonymt. Hydrologisk regim som kvalitetsfaktor används för att i första hand bedöma flödes- och vattenståndsförändringar i förekomsten. I vattendirektivet kallas denna kvalitetsfaktor för kustvatten tidvattenmönster, vilket inte är anpassat till Östersjöns förhållanden. För kustvatten kallas denna kvalitetsfaktor hädanefter hydrodynamiska förhållanden (Hagström, 2013). Morfologiska förhållanden som kvalitetsfaktor representerar slutligen förändringar i förekomstens fysiska form, fysisk påverkan på strandlinje och närområde samt förändringar i botten struktur eller substratsammansättning (Naturvårdsverket, 2007b). Under varje kvalitetsfaktor presenteras tillhörande parametrar med bedömningsmetod, dataunderlag och statusstabell. Det bör poängteras att parametrar valts bort från alla ovan nämnda utgångsmaterial, inklusive vattendirektivet, främst på grund av bristande dataunderlag eller komplicerad bedömning. Manualen för bedömning av sjöarnas hydromorfologiska status återfinns i kapitel 4 och manualen för bedömning av kustvattnets hydromorfologiska status återfinns i kapitel 5 nedan.

4. BEDÖMNINGSMANUAL SJÖAR

Påverkan relateras till förekomstens totala yta eller sammanlagd längd strandlinje (HAV, 2013). Vid de tillfällen där påverkan behöver beräknas för ett avgränsat delområde inom förekomsten görs detta för den enskilda parameterna och sammanvägs sedan till total status enligt ekvation (6) (Hagström, 2013). (S_i) är erhållen status för delområdet, (D_i) är delområdets area och (T) är förekomstens totala area.

$$Status = \sum_{i=1}^k \left(\frac{S_i \cdot D_i}{T} \right) \quad (6)$$

Den totala hydromorfologiska statusen räknas ut som ett medeltal av påverkan på de olika kvalitetsfaktorerna enligt Tabell 8.

Tabell 8. Hydromorfologisk status.

Påverkan	Status
1 – 1,5	Hög
1,5 – 2,5	God
2,5 – 3,5	Måttlig
3,5 – 4,5	Otillfredsställande
4,5 – 5	Dålig

4.1 KONNEKTIVITET

Vattendirektivet föreskriver endast bedömning av kontinuitet för floder (Europeiska kommissionen, 2000). Många av de åländska sjöarna ingår dock som del i långsträckt sjösystem med förutsättning för fiskvandring (Eriksson, pers.medd, 2015), varför konnektivitetspåverkan bedömdes som relevant för sjöarna.

Konnektiviteten bedöms enligt parametern längsgående konnektivitet/vandringshinder.

4.1.1 Längsgående konnektivitet/vandringshinder

Bristande konnektivitet kan få konsekvenser som minskade lekmöjligheter för vandrande fisk och inestängda populationer med genetisk utarmning som följd (Länsstyrelsen Jönköping, 2006).

Påverkan på konnektiviteten (P_k) bedöms enligt ekvation (1), som har tagits fram med hänsyn till de åländska förhållandena, där dammar ofta avgränsar sjöarna mot havet (Ålands Landskapsregering, 2015). (A_i) är instängd yta, (A) är förekomstens totala yta, (I) är instängningsgrad och (L) vandringshindrets lokalisering. Denna bedömningsmetod har som avsikt att resultera i en status som beror av hur stor andel av förekomstens yta som påverkas (HAV, 2013), hur effektivt i avskiljande bemärkelse vandringshindret är samt var vandringshindret eller hindren ligger i förhållande till förekomsten och sjösystemet (Öhman och Johansson, 2009).

$$P_k = \frac{A_i}{A} \cdot I \cdot L \quad (1)$$

Instängningsgraden klassas som antingen partiell (50 %) eller definitiv (100 %). Partiell kan innebära antingen fysiskt (Öhman och Johansson, 2009) eller tidsmässigt, det vill säga om den artificiella strukturen inte kontinuerligt hindrar vandring. Lokaliseringen bedöms enligt följande:

Vandringshinder i eller i anslutning till förekomsten: 5 poäng

Vandringshinder en förekomst nedströms förekomsten: 3 poäng

Vandringshinder två eller fler förekomster nedströms förekomsten: 1 poäng

(Öhman och Johansson, 2009).

Påverkanspoängen erhålls enligt ekvation 1 vilket motsvarar en status enligt Tabell 9.

Poänggränsen har satts så att det krävs fler än ett vandringshinder i sjösystemet för att uppnå dålig status.

Tabell 9. Status för konnektivitet i sjöar.

Påverkan	Status
0 – 1 p	Hög
1 – 2 p	God
2 – 3 p	Måttlig
3 – 5 p	Otillfredsställande
> 5 p	Dålig

Referensförhållande: 0 poäng

Dataunderlag: Vandringshindens lokalisering finns att tillgå från en separat shape-fil. Instängningsgraden bör om möjligt inhämtas från relevant rapport eller tillförlitlig muntlig källa, annars genom platsundersökning.

GIS-utförande: En shape-fil skapas för instängd andel av vattenförekomsten, från vilken instängd area kan erhållas genom att skapa ett nytt attribut med formatet double i ArcCatalog och sedan tillämpa funktionen ”calculate geometry” i ArcMap.

4.2 HYDROLOGISK REGIM

Hydrologisk regim bedöms enligt ett icke-viktat medeltal av parametrarna påverkan på vattenståndsförändring eller tillåten vattenuttagsvolym och sjösänkning/höjning. Bedömning av påverkan på vattenståndsförändring görs om tillräckligt dataunderlag kan erhållas. I annat fall görs en enklare bedömning utgående från tillåten vattenuttagsvolym.

Parametrarna inkluderade i kvalitetsfaktorn hydrologisk regim är tänkta att i någon mån motsvara vattendirektivets parametrar vattenflödesvolym och vattenflödesdynamik.

Direktivets parameter uppehållstid har utelämnats ur bedömningen på grund av underlagsbrist och parametern förbindelser med grundvattenförekomster ansågs inte relevant att ta med i bedömningen (Eriksson, pers.medd, 2015).

4.2.1 Påverkan på vattenståndsförändring

Mänskligt orsakade vattenståndsförändringar kan ha stor påverkan på biologin i en sjö (Länsstyrelsen Jönköping, 2006). I första hand ger förändringar av vattenståndet upphov till stressande förhållanden för flora och fauna i litoralzonen, det vill säga den grundaste delen av förekomsten där fauna dominerar och som utgör ett viktigt habitat (Lundin, 2000).

REGCEL är en analysmodell för reglerade sjöar som utvecklats i Finland (Naturvårdsverket, 2007b). Modellen beräknar ett flertal parametrar men enligt Keto et al.(2008) har förändringen av storleken på vintervattenståndssänkningen och vårfloden identifierats som de två ekologiskt mest relevanta parametrarna, utgående från en utförlig studie av makrofyter, macrozoobenthos och fiskar i 30 finska sjöar. Vintervattenståndssänkningens relevans sades bero av istäckestiden, som antas vara liknande för de åländska sjöarna då de ligger på ungefär samma breddgrader som studieobjekten som använts av Keto et al.(2008).

Påverkan bedöms enligt förändrad vintervattenståndssänkning (V_{vs}), ekvation (2) eller förändrad magnitud på vårfloden (V_f), ekvation (3). Nivåförändringarna motsvarar hydrologisk status enligt Tabell 10. Tabellen är anpassad för vintervattenståndssänkning (Finlands miljöcentral, 2013) men används även för vårfloden då inga motsvarande siffror kunde hittas.

Nivåskillnaderna bedöms från lägsta reglerade (V_{Rmin}) och oreglerade (V_{Omin}) nivå under januari till och med mars för vintersänkningen. Dessa månader antas sjöarna vara isbelagda, då inga istäckesdata finns att tillgå. För vårfloden används och högsta reglerade (V_{Rmax}) och oreglerade (V_{Omax}) nivå under mars till och med maj för vårfloden. Snösmältning och vårflod antas ske under någon av dessa månader. Alla vattennivåer ska anges i enheten meter.

$$V_{vs} = V_{Omin} - V_{Rmin} \quad (2)$$

$$V_f = V_{Omax} - V_{Rmax} \quad (3)$$

Tabell 10. Förändring av vattennivå och motsvarande status, modifierad från Finlands miljöcentral (2013).

Påverkan	Status
0 – 0,1 m	Hög
0,1 – 0,3 m	God
0,3 – 0,5 m	Måttlig
0,5 – 1,0 m	Otillfredsställande
1,0 – 3,0 m	Dålig

Referensförhållande: förekomstspecifikt

Dataunderlag: Tidsserier över månadsflöden för påverkat och opåverkat förhållande. Tidsserier över minst tio år bör användas för att tillräcklig säkerhet ska uppnås (Naturvårdsverket, 2007b). Denna typ av dataunderlag bör huvudsakligen finnas tillgänglig

för dricksvattentäkterna, och bör kunna erhållas från ansvarigt vattenbolag. Dock kan data över referensförhållandet vara begränsade eller obefintliga.

4.2.2 Tillåten vattenuttagsvolym

Om inte nödvändiga tidsserier över vattennivå för reglerat respektive oreglerat tillstånd finns att tillgå för vattenförekomsten görs en uppskattning av påverkan på vattenståndet utgående från tillåten vattenuttagsvolym. Naturvårdsverket (2007) har använt sig av parametern regleringsamplitud, men då tillåtna regleringsnivåer för de åländska sjöarna i flera fall är angivna i förhållande till unika referenssystem (Eriksson, pers.medd, 2015) har vattenuttagsvolymen använts då en omräkning av regleringsnivåer till ett standardiserat referenssystem skulle vara mycket arbetskrävande.

Påverkan i form av orsakad nivåförändring (U) bedöms enligt ekvation (4) där (U_n) är den nivåminskning i meter som tillåten uttagsvolym innebär i aktuell förekomst. Nivåminskningen erhålls genom att multiplicera volymprocenten tillåten uttagsmängd av total volym med medeldjupet. Detta bör inkludera den enskilda förekomstens förhållande i bedömningen då sjöarnas individuella medeldjup varierar. Områdets känslighet för vattenståndsförändring vägs in genom att dela med kvoten av sjöarealen och delavrinningsområdets areal (AS_a). Enligt Hansson (2014) inverkar såväl tillrinningsområdets storlek i förhållande till sjövolym eller -areal som vad tillrinningsområdet består av till stor del på bland annat hur snabb tillrinningen till sjön är. Detta ger ett visst mått på känslighet; ett uttag ur en sjö kan ge stor effekt medan ett uttag ur en annan sjö med samma volym märks kanske inte alls på grund av att tillrinningen är så snabb. Exempelvis kan omkringliggande myrmarker fungera som buffert som lagrar eller skjuter till vatten. Tillrinningsområdets egenskaper är komplicerade att ta med i bedömningen, varför endast kvoten av sjöarealen och delavrinningsområdets areal har tagits med. 24,1 är ett uträknat medelvärde på kvoten av sjöarealen och delavrinningsområdets areal av de åländska sjöarna. Aktuell kvot av sjöarealen och delavrinningsområdets areal delat med medelvärdet avser alltså att ge ett mått på förekomstens känslighet relativt de åländska förhållandena. Nivåförändringarna motsvarar hydrologisk status enligt Tabell 11. Tabellen är framtagen för vattenståndspåverkan under sommar eller höst (Naturvårdsverket, 2007b), vilket antas vara tidpunkten då de största vattenuttagen sker.

$$U = \frac{U_n}{AS_a/24,1} \quad (4)$$

Tabell 11. Vattenståndspåverkan under sommar och höst och motsvarande status (Naturvårdsverket, 2007b).

Påverkan	Status
0 – 0,1 m	Hög
0,1 – 0,5 m	God
0,5 – 2,0 m	Måttlig
2,0 – 5,0 m	Otillfredsställande
> 5,0 m	Dålig

Referensförhållande: 0 meter

Dataunderlag: Original Sjödata, en sammanställning av de åländska sjöarnas fysiska egenskaper (Eriksson, 2003).

4.2.3 Sjösänkning/höjning

En permanent sjösänkning eller -höjning påverkar sjöns långsiktiga vattennivå och litoralzon (Naturvårdsverket, 2007b). Denna parameter (SH) beräknas genom att relatera permanent förändring av sjöns vattennivå (V_n) i meter till sjöns medeldjup (D_m) i meter enligt ekvation (5), med avsikt att inkludera den enskilda förekomstens egenskaper i bedömningen. 4,03 är medeltalet av de åländska sjöarnas medeldjup. Parametervärdet motsvarar sedan en status enligt Tabell 12.

$$SH = \frac{V_n}{D_m/4,03 [m]} \quad (5)$$

Tabell 12. Sänkning eller höjning av en sjös vattennivå och motsvarande status (Finlands miljöcentral, 2013; Naturvårdsverket, 2007b).

Påverkan	Status
0 m	Hög
0 – 0,1 m	God
0,1 – 0,5 m	Måttlig
0,5 – 1,0 m	Otillfredsställande
> 1,0 m	Dålig

Referensförhållande: 0 meter

Dataunderlag: Original Sjödata, en sammanställning av de åländska sjöarnas fysiska egenskaper (Eriksson, 2003).

4.3 MORFOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

Morfologiska förhållanden bedöms enligt ett icke-viktat medeltal av parametrarna fysisk påverkan på närområdet, konstgjord strandlinje, tillrinnande diken, vattenföretag samt bryggor. För påverkan på närområdet som beräknas enligt andel påverkat område och antal byggnader per hektar, används den påverkan som uppvisar sämst status.

4.3.1 Fysisk påverkan på närområdet

Fysisk påverkan i närområdet inverkar dels på biologiskt viktiga habitat i strandzonen (Naturvårdsverket, 1999), dels kan det ge effekter på förekomsten i form av bland annat förändrade skuggningsförhållanden, förändrad tillrinning och ökad erosion (Naturvårdsverket, 2007b). Fysisk påverkan i närområdet tillsammans med konstgjord strandlinje är tänkt att motsvara direktivets parameter sjöstrandens struktur.

Påverkan bedöms utgående från antal byggnader per hektar i närområdet samt hur stor yttandel av närområdet som utgörs av:

- Jordbruksmark

- Byggnation
- Väg

(HAV, 2013).

Närområdet har definierats som det område som sträcker sig mellan 30 meter (Naturvårdsverket, 2007b) och 100 meter (Naturvårdsverket, 1999) från stranden. I detta projekt valdes 50 meter som mellanväg, vilket då dessutom bör infånga merparten av strandnära byggnation som på Åland generellt inte får förekomma närmare än 30 meter från stranden (Nyberg, pers.medd., 2015). Erhållen status kan avläsas i Tabell 13 och Tabell 14.

Tabell 13. Antal byggnader per hektar och motsvarande status (Naturvårdsverket, 1999).

Påverkan	Status
0 – 0,25	Hög
0,25 – 0,5	God
0,5 – 1,0	Måttlig
1,0 – 2,0	Otillfredsställande
> 2,0	Dålig

Tabell 14. Andel påverkat närområde och motsvarande status (HAV, 2013).

Påverkan	Status
0 – 5 %	Hög
5 – 15 %	God
15 – 35 %	Måttlig
35 – 75 %	Otillfredsställande
> 75 %	Dålig

Referensförhållande: 0 %, 0

Dataunderlag: Landskapsregeringens digitala kartmaterial; terrängdatabas

GIS-utförande: Data för jordbruksmark, byggnader och vägar extraheras för närområdet genom att skapa en 50 meters buffertzonen för vattenförekomstens shape-fil. Därefter kan relevanta data erhållas från shape-filens attributtabell. För vägadata som är i formatet polyline och därför inte har en area kan en medelbredd inom närområdet beräknas från ett annat kartlager, digiroad, och multipliceras med längden som erhålls från terrängdatabasen.

4.3.2. Konstgjord strandlinje

Fysisk påverkan på strandlinjen, exempelvis i form av konstruktioner, vallar eller hårdgjorda kanter, kan ses som ett komplement till parametern fysisk påverkan på närområdet.

Parameterna konstgjord syftar till att infånga påverkan i den biologiskt väldigt viktiga zonen mellan land och vatten (Naturvårdsverket, 1999).

Påverkan bedöms som andelen av strandlinjen som är konstgjord, vilket motsvarar status enligt Tabell 15.

Tabell 15. Andel konstgjord strandlinje och motsvarande status (Finlands miljöcentral, 2013).

Påverkan	Status
0 – 5 %	Hög
5 – 10 %	God
10 – 20 %	Måttlig
20 – 50 %	Otillfredsställande
> 50 %	Dålig

Referensförhållande: 0 %

Dataunderlag: Landskapsregeringens digitala kartmaterial; terrängdatabas

GIS-utförande: Konstgjord strandlinje finns som polyline. Aktuell längd extraheras och jämförs med totala längden strandlinje.

4.3.3 Tillrinnande diken

Diken som mynnar ut i sjöar ger upphov till ett påverkanstryck främst i form av ökad sedimenttillförsel (Länsstyrelsen Jönköping, 2006). Detta kan bland annat innebära igenslamning av fiskars lek- och uppväxtlokaler samt förhöjd grumlighet.

Påverkan beräknas som antal diken som mynnar i sjön per kilometer strandlinje enligt Tabell 16 (Naturvårdsverket, 2007b).

Tabell 16. Antal diken per kilometer strand och motsvarande status (Länsstyrelsen Jönköping, 2006).

Påverkan	Status
0 – 1	Hög
1 – 3	God
3 – 5	Måttlig
5 – 7	Otillfredsställande
> 7	Dålig

Referensförhållande: 0

Data: Grundkarta från Landskapsregeringens GIS-underlag,

GIS-utförande: Antal diken observeras manuellt från grundkartan.

4.3.4 Vattenföretag

Vattenföretag i åländsk vattenlagstiftning betecknar bland annat muddring, fyllning och konstruktion samt är verksamhet som kräver tillstånd (Ålands Landskapsregering, 1997). Tillstånden finns registrerade hos ÅMHM för vattenföretag som påverkar en yta större än 50 kvadratmeter (Eriksson, pers.medd, 2015), och därmed utgör vattenföretag en lämplig parameter för bedömning av fysisk påverkan. Tanken är att parametern vattenföretag ska motsvara två av de morfologiska parametrar som vattendirektivet tar upp, nämligen

djupvariation och bäddens struktur och substrat, samt för kustvatten flera av havsmiljödirektivets påverkanstryck.

Påverkan beräknas som ytandel av förekomsten som är fysiskt förändrad enligt Tabell 17.

Tabell 17. Ytandel vattenföretag och motsvarande status (Finlands miljöcentral, 2013).

Påverkan	Status
0 %	Hög
0 – 1 %	God
1 – 2 %	Måttlig
2 – 5 %	Otillfredsställande
> 5 %	Dålig

Referensförhållande: 0 %

Data: ÅMHM:s register

4.3.5 Bryggor

Bryggor i förekomsten antas indikera mängd småbåtstrafik samt utgöra ett eget fysiskt påverkanstryck (Naturvårdsverket, 1999).

Påverkan beräknas som sammanlagd längd bryggor i meter i förekomsten per kilometer strandlinje (Tabell 18).

Tabell 18. Total brygggländ per kilometer strandlinje och motsvarande status (Naturvårdsverket, 1999).

Påverkan	Status
0 – 10	Hög
10 – 40	God
40 – 120	Måttlig
120 – 200	Otillfredsställande
> 200	Dålig

Referensförhållande: 0 %

Data: Ortofoto/grundkarta från Landskapsregeringens GIS-underlag

GIS-utförande: Längden bryggor mäts manuellt.

5. BEDÖMNINGSMANUAL KUSTVATTEN

Påverkan relateras till förekomstens totala ytarea eller sammanlagd längd strandlinje (HAV, 2013). Vid de tillfällen där påverkan behöver beräknas för ett avgränsat delområde inom förekomsten görs detta för de enskilda parametererna och sammanvägs sedan till total status enligt ekvation (6) (Hagström, 2013). (S_i) är erhållen status för delområdet, (D_i) är delområdets area och (T) är förekomstens totala area.

$$Status = \sum_{i=1}^k \left(\frac{S_i \cdot D_i}{T} \right) \quad (6)$$

Den totala hydromorfologiska statusen räknas ut som ett medeltal påverkan på de olika kvalitetsfaktorerna enligt Tabell 19.

Tabell 19. Hydromorfologisk status.

Påverkan	Status
1 – 1,5	Hög
1,5 – 2,5	God
2,5 – 3,5	Måttlig
3,5 – 4,5	Otillfredsställande
4,5 – 5	Dålig

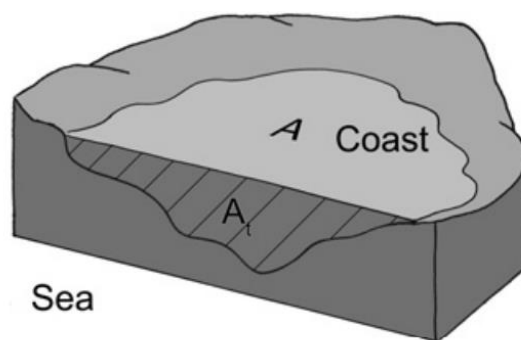
5.1 FÖREKOMSTINDELNING

Nuvarande indelning av kustvattnen har resulterat i ett antal väldigt stora förekomster där de hydromorfologiska förhållandena inte alltid är enhetliga (Ålands Landskapsregering, 2015). Detta innebär ett problem vid bedömningen av hydromorfologisk status då påverkan relateras till förekomstens totala area eller omkrets. Exempelvis får en kraftigt påverkad vik som tillhör en stor kustvattenförekomst med mycket öppen skärgård och låg påverkan en status i enlighet med hela förekomsten som inte motsvarar de lokala förhållandena. Enligt Europeiska kommissionen (2003c) ska en vattenförekomst inte innehålla delområden med väsentligt avvikande status. Vidare anger vattendirektivet en minimigräns på 50 hektar för sjöar. Sjöar vars area understiger detta behöver inte ingå i rapporteringen till EU (European communities, 2003a). Med hänvisning till detta föreslås därför en metod för vidare indelning av de åländska kustvattnen;

För de kustområden som med topografiska flaskhalsmetoden avgränsas till mer än 50 hektar görs en bedömning av den hydromorfologiska statusen som för en avgränsad förekomst. Uppvisar detta område en hydromorfologisk status som avviker med minst två klasser från den befintliga förekomsten, rekommenderas att området avgränsas som en egen förekomst.

Den topografiska flaskhalsmetoden går ut på att avgränsa förekomster så att de erhåller ett så litet exponeringsvärde (Ex) enligt ekvation (7) (Håkanson et al., 2004). (At) är tvärsnittsarean i kvadratmeter och ($Area$) är områdets ytarea också i kvadratmeter, vilket ses i Figur 8 nedan.

$$Ex = 100 \cdot \frac{At}{Area} \quad (7)$$



Figur 8. Skiss över ytarea och tvärsnittsarea (Lindgren, 2011).

Denna indelning av kustvattenförekomster ska inte ses som en ny indelning, utan snarare som en fortsättning på den redan existerande indelningen.

5.2 HYDRODYNAMISKA FÖRHÅLLANDEN

Hydrodynamiska förhållanden bedöms enligt parametrarna strömningsförhållanden, vågexponering samt tung fartygstrafik.

5.2.1 Strömningsförhållanden

Fysiska strukturer påverkar strömningsförhållandena i kustvattenförekomster (Naturvårdsverket, 1999). Detta påverkar i sin tur sedimenttransport, vattenkvalitet och levnadsförhållanden för akvatiska organismer (Gyllenhammar och Håkanson, 2005). Parametern de dominerande strömmarnas riktning som anges i vattendirektivet bedömdes vara för komplicerad att bedöma, varför vattnets utbytestid används som mått på kvantitetsförändring hos strömmarna (Håkanson et al., 2004).

Påverkan bedöms utgående från förändrad ytvattenutbytestid (T_{SW}) som beräknas enligt ekvation (8) (Håkanson et al., 2004). Utbytestiden erhålls i enheten dagar. (Ex) är exponeringsgraden som ges av ekvation (7) ovan. Fysiska strukturer som bör beaktas i denna bedömning är de som minskar tvärsnittsarean i kustvattenområden, främst vägbankar men även längre pirar. Förändringen av utbytestiden i procent gentemot ett opåverkat referensförhållande motsvarar hydrodynamisk status enligt Tabell 20.

$$T_{SW} = e^{-4.33 \cdot \sqrt{Ex} + 3.49} \quad (8)$$

Referensförhållande: förekomstspecifikt

Utförande: Områden där tvärsnittsarean förändrats lokaliseras i ArcMap, huvudsakligen vägbankar. Därefter beräknades förändringen utgående från tillgängliga data.

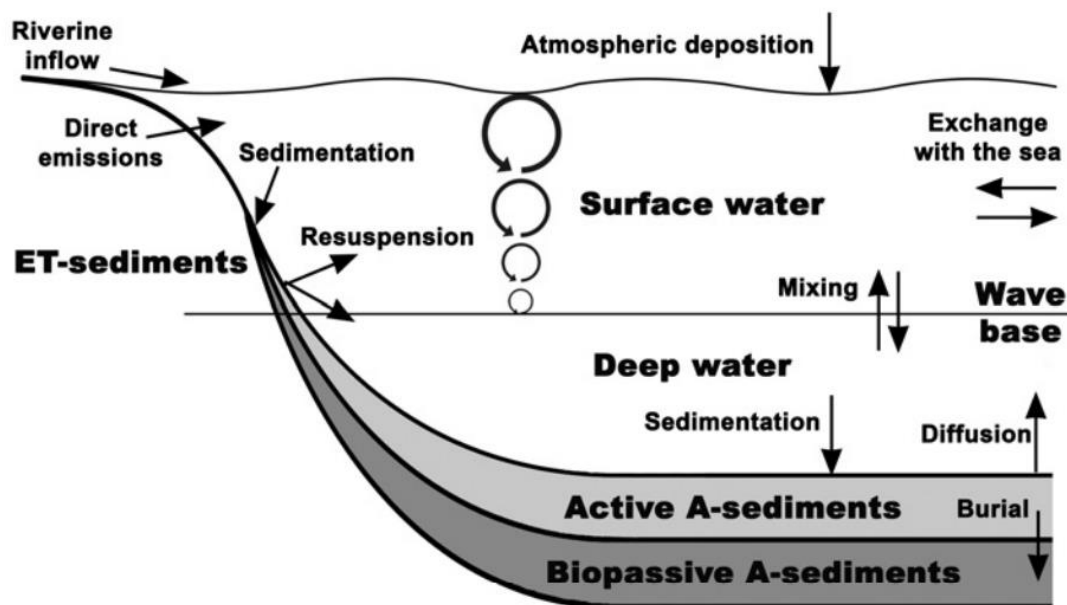
Dataunderlag: GIS-data: förekomstarea, djupdata. Tekniska ritningar från trafikavdelningen.

Tabell 20. Förändring av ytvattnets omsättningstid i procent och motsvarande status.

Påverkan	Status
0 – 5 %	Hög
5 – 15 %	God
15 – 35 %	Måttlig
35– 75 %	Otillfredsställande
> 75 %	Dålig

5.2.2 Vågexponering

Exponeringen för vind och vågor har stor inverkan på de biologiska förutsättningarna i ett kustområde i första hand genom påverkan på botten- och strandstruktur (Ekebom et al., 2003). En modell som beskriver detta är vågbasmodellen (Lindgren, 2011). Enligt denna modell utgör vågbasens läge ett kritiskt djup, under vilket vågornas rörelser inte påverkar bottenstrukturer (Figur 9.). Ovanför vågbasen bildas erosions- och transportbottnar eftersom vågrörelser ger upphov till erosion och transport av bottenmaterial (Håkanson et al., 2004). Under vågbasen bildas ackumulationsbottnar, där finpartikulärt material sedimenterar.



Figur 9. Vågbasens inverkan på sedimenttransport (Lindgren, 2011).

Påverkan bedöms enligt förändringen av vågbasens läge (Tabell 21). Vågbasens läge räknas ut med ekvation 9 (Håkanson et al., 2004). (Area) är kustområdets area i kvadratkilometer. Vågbasens djup ges i meter.

$$D_{TA} = \frac{45,7\sqrt{Area}}{21,4 + \sqrt{Area}} \quad (9)$$

Tabell 21. Förändring i vågbasens läge och motsvarande status.

Påverkan	Status
0 – 5 %	Hög

5 – 15 %	God
15 – 35 %	Måttlig
35– 75 %	Otillfredsställande
> 75 %	Dålig

Referensförhållande: förekomstspecifikt

Utförande: Områden inom förekomsten där ytarean väsentligt förändrats lokaliserades i ArcMap. Därefter beräknades förändringen i vågbasens läge utgående från GIS-data.

Dataunderlag: GIS-data: förekomstarea.

5.2.3 Fartygspåverkan

Fartygstrafik i skärgården ger upphov till erosionsskador på stränder (Granath, 2013) och botten (Staub och Feldmann, 2006). Skadorna uppstår främst till följd av tryck- och svallvågor vars energi beror av fartygens displacement och hastighet.

Den tyngre trafiken som kryssningsfartyg antas utan undantag trafikera de primära farlederna för handelssjöfarten. Utöver detta har den åländska skärgårdstrafiken även tagits med, där färjelinjerna finns som ett separat lager.

Påverkan bedöms som andel av förekomstens yta som innefattas av en 500 meters buffertzon från de primära farlederna för handelssjöfarten respektive 250 meter för skärgårdstrafiken där medelplacementen antas vara betydligt mindre. Gränsen på 500 meter valdes då studier visat att påverkan i huvudsak begränsats till denna utsträckning (Granath, 2013). De områden som innefattas av buffertzonen antas vara utsatta för kraftig påverkan och erhåller därmed dålig status.

Referensförhållande: 0 %

Utförande: De primära handelsfarlederna väljs ut med hjälp av ett urval, varefter en buffertzon på 500 meter skapas. Samma sak upprepas för skärgårdstrafikens farledslinjer.

Dataunderlag: GIS-data: VL1; de primära farlederna för handelssjöfarten. Skärgårdstrafikens farledslinjer.

5.3 MORFOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

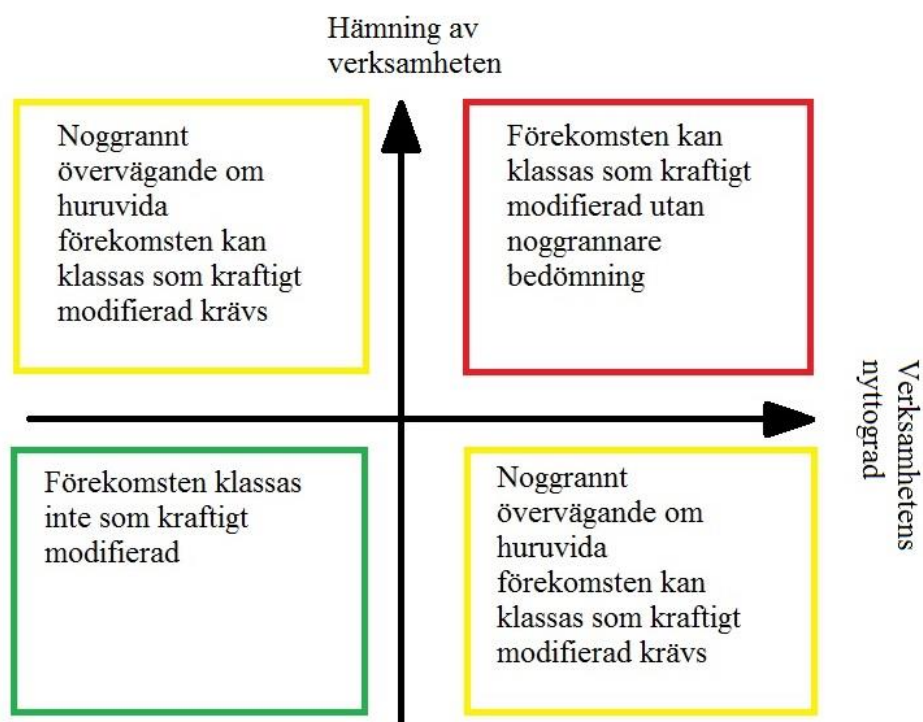
Kvalitetsfaktorn morfologiska förhållanden i kustvatten bedöms enligt samma parametrar som sjöarna, se kapitel 4.3.

6. METOD FÖR BEDÖMNING AV KRAFTIGT MODIFIERAD VATTENFÖREKOMST

Detta kapitel syftar till att föreslå en metod i enlighet med vattendirektivets riktlinjer för att avgöra vilka vattenförekomster som får klassas som kraftigt modifierade. Klassningen av artificiella vattenförekomster har utelämnats då inga sådana förekomster i nuläget inte ingår i Ålands EU-rapportering (Vävare, pers.medd, 2015). Dessutom är denna klassning rättfram då det handlar om av människan skapade vatten (Europeiska kommissionen, 2000).

Den grundläggande förutsättningen för att en vattenförekomst ska få klassas som kraftigt modifierad är att verksamheten eller verksamheterna i eller runt förekomsten ska ge upphov till väsentlig fysisk påverkan samtidigt som dess eller deras samhällsnytta ska vara stor (Common Implementation Strategy Workshop, 2009; Europeiska kommissionen, 2000). Först och främst ska alltså förekomsten vara *väsentligt* fysiskt påverkad. Detta ämnar statusbedömningen enligt framtagen manual ge underlag för. Förslagsvis blir de förekomster som erhåller dålig eller otillfredsställande hydromorfologisk status föremål för övervägande om kraftigt modifierad förekomst.

Därefter vägs nyttan med de verksamheter som ger upphov till förekomstens undermåliga hydromorfologiska status mot den inverkan eventuella lindringsåtgärder skulle ha på nämnda verksamheter vilket illustreras i Figur 10 (Common Implementation Strategy Workshop, 2009). Detta ger upphov till en subjektiv diskussion, som det inte finns tid för att ta upp i detta projekt och som inte heller skulle vara lämpligt att ta upp. Förslagsvis görs detta om aktuella fall uppstår genom samråd med representanter från Landskapsregeringens miljöbyrå, ÅMHM och berörda verksamheter.



Figur 10. Skiss av samspelet mellan verksamhetens samhällsnytta och den inverkan lindrande åtgärder skulle ha på verksamheten vid bedömningen av kraftigt modifierad vattenförekomst. Modifierad från Common Implementation Strategy Workshop (2009)

7. MODELLER FÖR VÅGEXPONERING OCH STRÖMRIKTNING

Nedan presenteras några alternativ till bedömningsparametrar som valdes bort under projektets gång, men som bedömdes kunna utnyttjas med fördel vid en vidarebearbetning av framtagna bedömningsmanual. Dessa alternativ utgjordes i första hand av modeller, som det helt enkelt inte fanns tid att sätta sig in i inom projektets tidsramar. De parametrar för vilka modelleringsalternativ studerades var vågexponering och strömningsförhållande i kustvatten. Även påverkan från fartyg bör kunna preciseras med hjälp av modellering.

7.1 VÅGEXPONERING

Det finns många olika modeller för att beräkna vågexponering (Håkanson et al., 2004). De alternativ som presenteras nedan valdes utgående från kriteriet att de skulle vara GIS-kompatibla och gratis att använda.

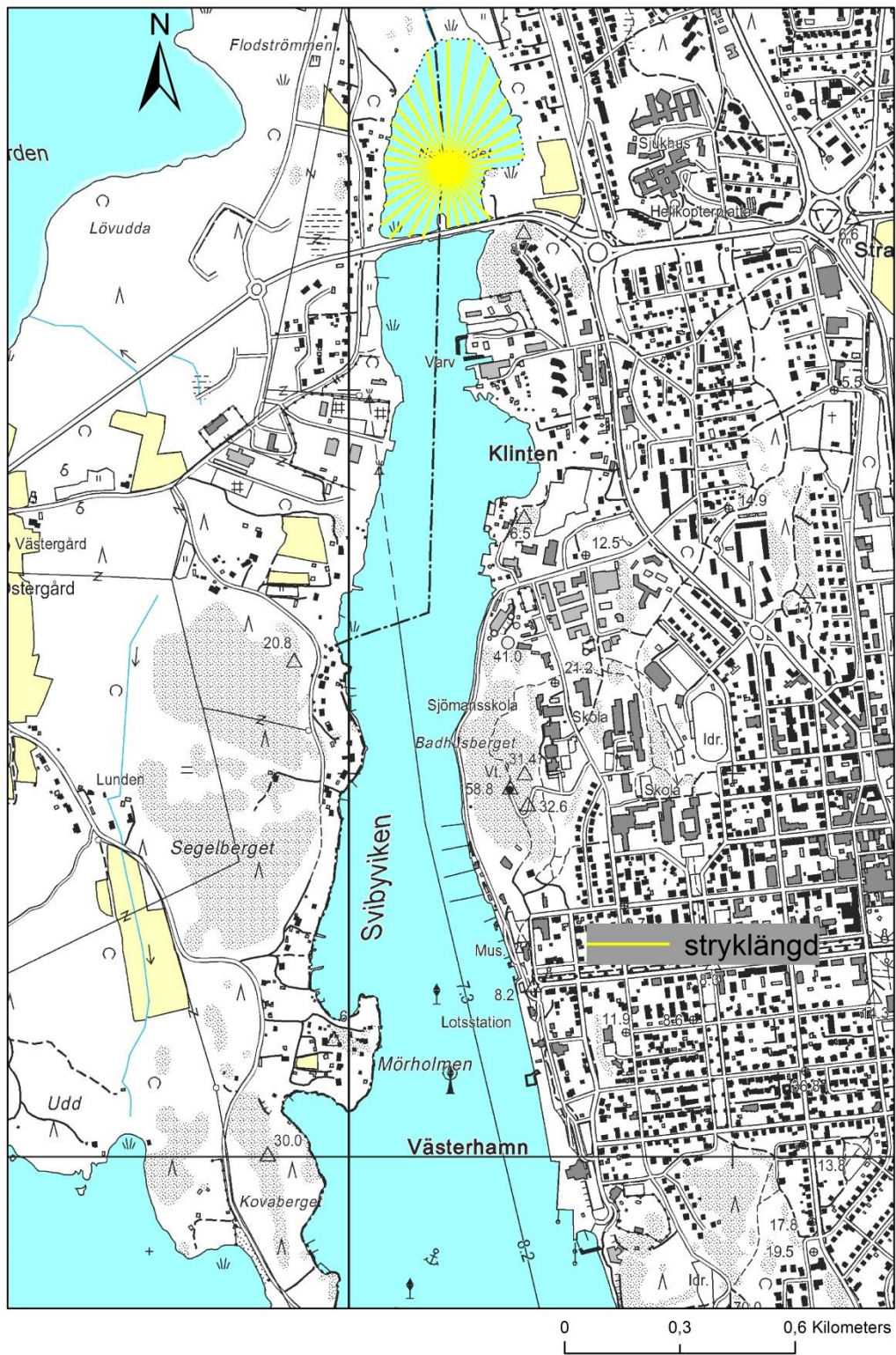
7.1.1 Wave Exposure Model

Wave exposure model är en mekanistisk modell framtagen av National Ocean and Atmospheric Administration i USA (Fonseca och Malhotra, 2011). Modellen producerar vågexponeringen genom att beräkna vågenergi baserat på linjär vågteori för valt område i rasterformat. Inparametrar i modellen är lokal batymetri och vinddata. Utparametrar är vågenergi.

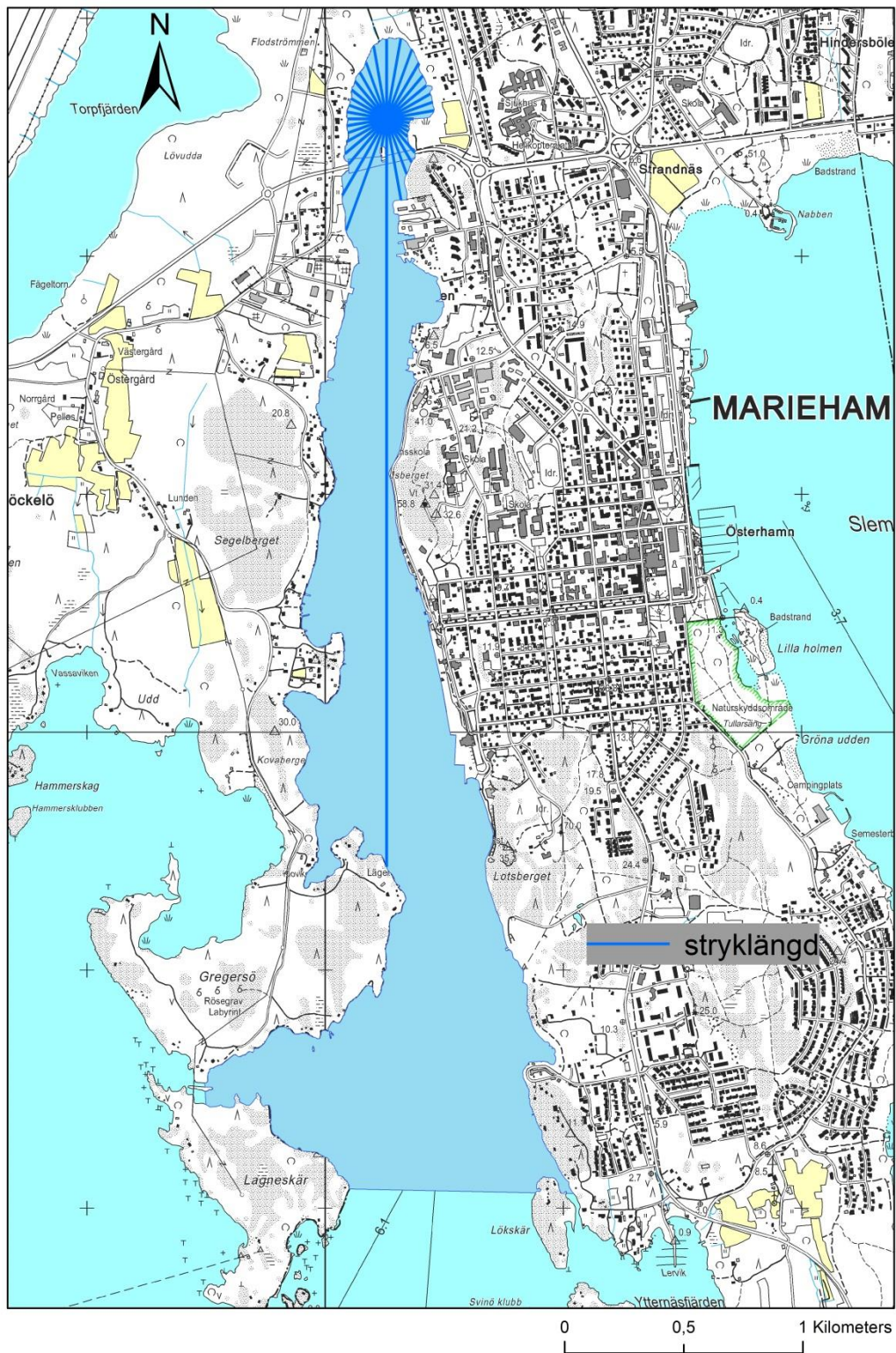
Denna modell bör kunna utnyttjas för att bedöma påverkan på vågexponeringen genom att justera batymetridata till att motsvara ett opåverkat referenstillstånd.

7.1.2 Wave Fetch Model

Ett annat sätt att beräkna vågexponering på är att beräkna fetch eller stryklängd, alltså den längd vinden kan blåsa längst en given riktning (Lindgren, 2011). Ett försök gjordes att enligt en GIS-modell (från Ekeboom et al.2003) beräkna förändringen i stryklängd mellan det påverkade och opåverkade förhållandet. Metoden går ut på att skapa en fokuspunkt från vilket ett antal polylines går ut, och sedan ta bort de som sammanfaller med fysiska objekt som holmar eller vägbankar, (Figur 11). Därefter summeras polylines längd till total stryklängd. Förändring i vågexponering erhålls genom att upprepa processen för det opåverkade referensförhållande (Figur 12) och jämföra total stryklängd.



Figur 11. Stryklängd för det påverkade tillståndet.



Figur 12. Stryklängd för det opåverkade tillståndet.

Metoden är tidskrävande och i och med att manuell utplacering av fokuspunkten påverkar resultatet blir bedömningen osäker. För att använda denna metod på ett tillfredsställande sätt behöver ett Arc-skript för processen skapas, och som även utplacerar fokuspunkter på ett förutbestämt intervall längs hela förekomstens strandlinje.

7.2 STRÖMNINGSFÖRHÅLLANDE

Strömningsförhållanden i kustvatten är komplicerade att bedöma och kräver en modell då tillräckliga mätstationer inte finns (Green, 2004; Haidvogel et al., 2000). En förenkling skulle vara att bedöma strömningsförhållandena enbart i avgränsade sund, där den största mänskliga påverkan antagligen inträffat. Strömmar i ett sund skapas av skillnader i vattenstånd eller densitet mellan de bassänger som omgiver sundet (Stenström och Ljunggren, 2008).

Potentiella inparametrar är batymetri, salinitet, temperatur, samt vattenstånd. Önskvärda utparametrar för bedömning av hydromorfologisk status är strömriktning och flödesstorlek.

Ingen lämplig GIS-baserad modell kunde hittas för bedömning av strömningsförhållande i kustvatten. Ett övervägande bör göras om en separat strömningsmodell kan införskaffas, vilket inte enbart skulle vara till nytta vid bedömning av hydromorfologisk status utan även vid miljökonsekvensbeskrivningar och riskbedömningar.

8. RESULTAT

Nedan presenteras resultatet av den hydromorfologiska statusbedömningen, enligt framtagen manual, av Långsjön i Finströms och Jomala kommun och Västra hamnen i Mariehamns och Jomala kommun. Alla kartbilder har skapats i ArcMap 10.1 utgående från Ålands Landskapsregerings GIS-data, som innehåller data från Lantmäteriverkets Terrängdatabas.

8.1 LÅNGSJÖN

Area: 138,3 ha

Omkrets: 12,5 km

Närområdets area: 60,7 ha

Ekologisk status 2006-2012: Otillfredsställande

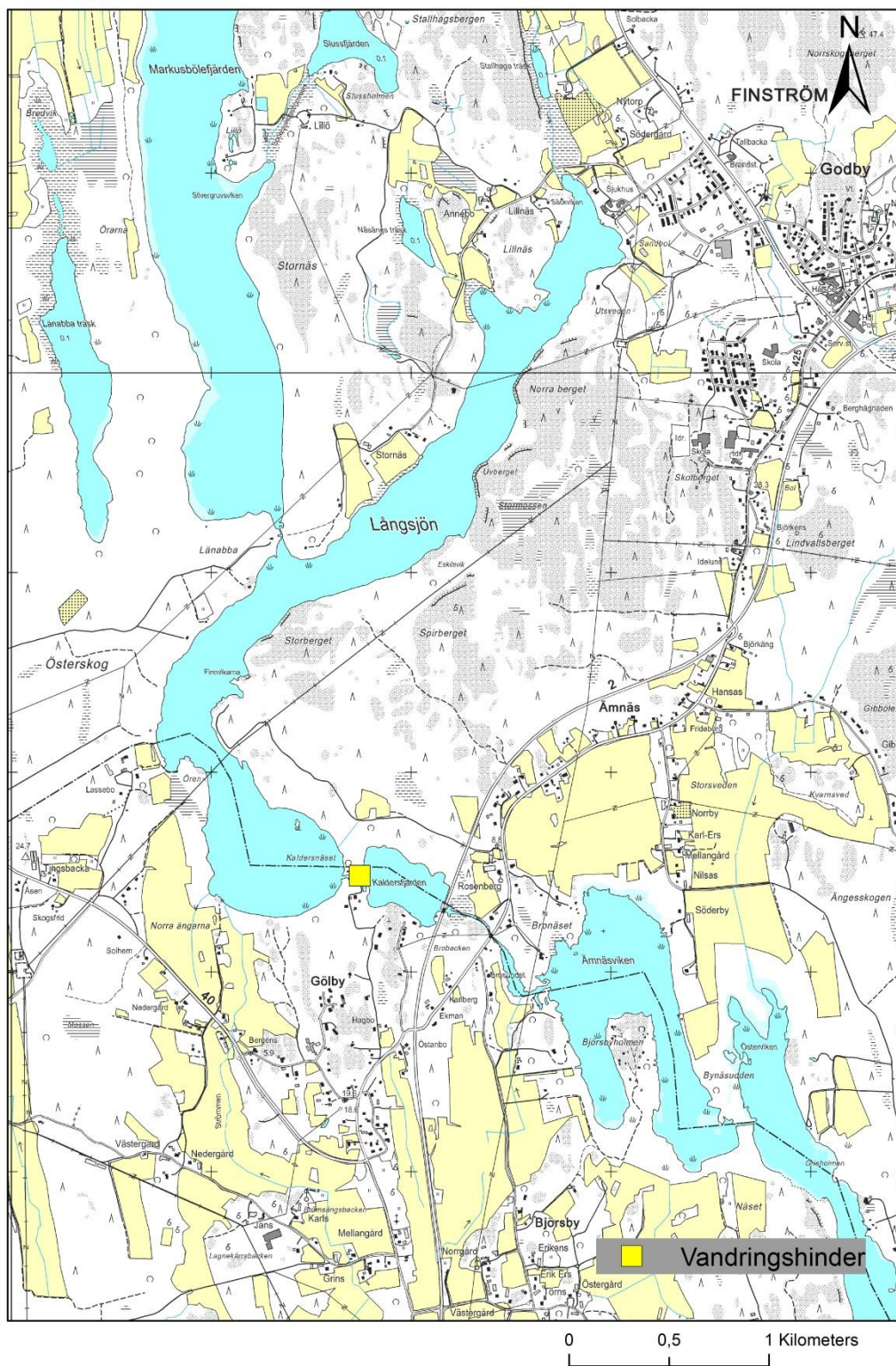
8.1.1 Konnektivitet

En vattenståndsreglerad dammlucka ligger i anslutning nedströms förekomsten (Figur 13). Lokaliseringsvärdet blev därför 5. Dammluckans instängningsgrad bedömdes som partiell, då den vid stängt tillstånd förhindrar all rörelsemöjlighet för vattenlevande organismer men inte regelbundet hålls stängd (Öhberg, pers.medd, 2015).

Påverkan på konnektiviteten beräknades enligt ekvation 1 till

$$P_k = \frac{138,3 [ha]}{138,3 [ha]} \cdot 0,5 \cdot 5 = 2,5$$

Detta motsvarar en måttlig status.



Figur 13. Vandringshinder i anslutning till förekomsten.

8.1.2 Hydrologisk regim

Automatisk reglering av vattennivå i Långsjön förekommer (Öhberg, pers.medd, 2015). En bedömning av påverkan på vattenståndsförändringen gjordes men tas inte med i den totala

hydrologiska statusen då referensförhållandet inte ansågs tillräckligt relevant, vilket tas upp vidare i diskussionen i kapitel 9.

Påverkan på vattenståndsförändring

Tidsserier över vattenstånd finns endast efter dammens byggande (Öhberg, pers.medd, 2015). Före detta var dock sjön ansluten till Kaldersfjärden och vattenståndet motsvarande därför havsnivån. Därmed kan referenstillståndet sägas vara havsvattenivån, vilken kan erhållas från Kaldersfjärdens vattenstånd från motsvarande tidpunkt (Figur 14). Påverkan beräknades endast utgående från nivådata mellan åren 2010 och 2014 (Tabell 22).



Figur 14. Vattennivå (cm) i Långsjön respektive Kaldersfjärden 2013 (Ålands vatten).

Tabell 22. Vattennivåer i Långsjön och motsvarande referensnivåer år 2010 – 2014.

År	Vintersänkning [cm]			Vårflod [cm]		
	Oreglerat	Reglerat	Differens	Oreglerat	Reglerat	Differens
2010	-66	-13	-53	-5	1	-6
2011	-28	-5	-23	2	24	-22
2012	-51	-10	-41	13	6	7
2013	-66	-10	-56	-3	31	-34
2014	-53	-11	-42	14	4	10
Medel			-43			-9

Vintersänkningen var mindre för det reglerade tillståndet än det oreglerade vilket motsvarar hög status. På samma sätt uppvisade påverkan på vårfloden hög status då den var större under det reglerade tillståndet.

Tillåten uttagsvolym

Uttagsvolym: 663535 m³/år

Uttagsnivå: 0,48 m/år

Delavrinningsområdesareal / sjöareal = 8,9

Påverkan beräknades enligt ekvation 4 till

$$U = \frac{0,48 [m]}{8,9/24,1} = 1,30 [m]$$

, vilket motsvarar måttlig status.

Sjösänkning/höjning:

Höjning av sjön har skett med 10 cm. Ingen sjösänkning har förekommit. Påverkan beräknades enligt ekvation 5 till

$$SH = \frac{0,1 [m]}{8,9 [m]/4,03 [m]} = 0,05 m$$

, vilket motsvarar hög status.

Hydrologisk regim, sammanlagd status:

Tillåten uttagsvolym: måttlig status = 3

Sjösänkning/höjning: hög status = 1

Sammanlagd status: $(3 + 1)/2 = 2 =$ god status

8.1.3 Morfologiska förhållanden

Fysisk påverkan på närområdet

Antal byggnader inom 50 meter: 26

Antal byggnader per hektar närområde = $26 / 60,7 \text{ ha} = 0,43 =$ hög status

Area byggnader: 2322 m²

Area jordbruksmark: 31570 m²

Längd väg: 1260 meter, medelbredd 2,6 meter. Detta ger vägarea = $1260 \text{ m} \times 2,6 \text{ m} = 3276 \text{ m}^2$

Sammanlagd påverkad area: 37168 m²

Andel påverkad area: $37168 \text{ m}^2 / 607000 \text{ m}^2 = 6,1 \% = \text{god status}$

Resultatet av fysisk påverkan på närområdet visas i Figur 15 och Figur 16.

Konstgjord strandlinje

Ingen konstgjord strandlinje förekommer i förekomsten, vilket motsvarar hög status.

Tillrinnande diken

Antal tillrinnande diken: 5

$5 / 12,5 \text{ km} = 0,4 \text{ diken per kilometer strandlinje} = \text{hög status}$

Vattenföretag:

Väldigt få vattenföretag har utförts i de åländska sjöarna, varför alla sjöar i nuläget betraktas ha hög status med avseende på parametern vattenföretag.

Bryggor:

Sammanlagd längd bryggor i förekomsten: 92 m

$92 \text{ m} / 12,5 \text{ km} = 7,4 \text{ m brygga per km strandlinje} = \text{hög status}$.

Morfologiska förhållanden, sammanlagd status:

Påverkan i närområdet: god status = 2

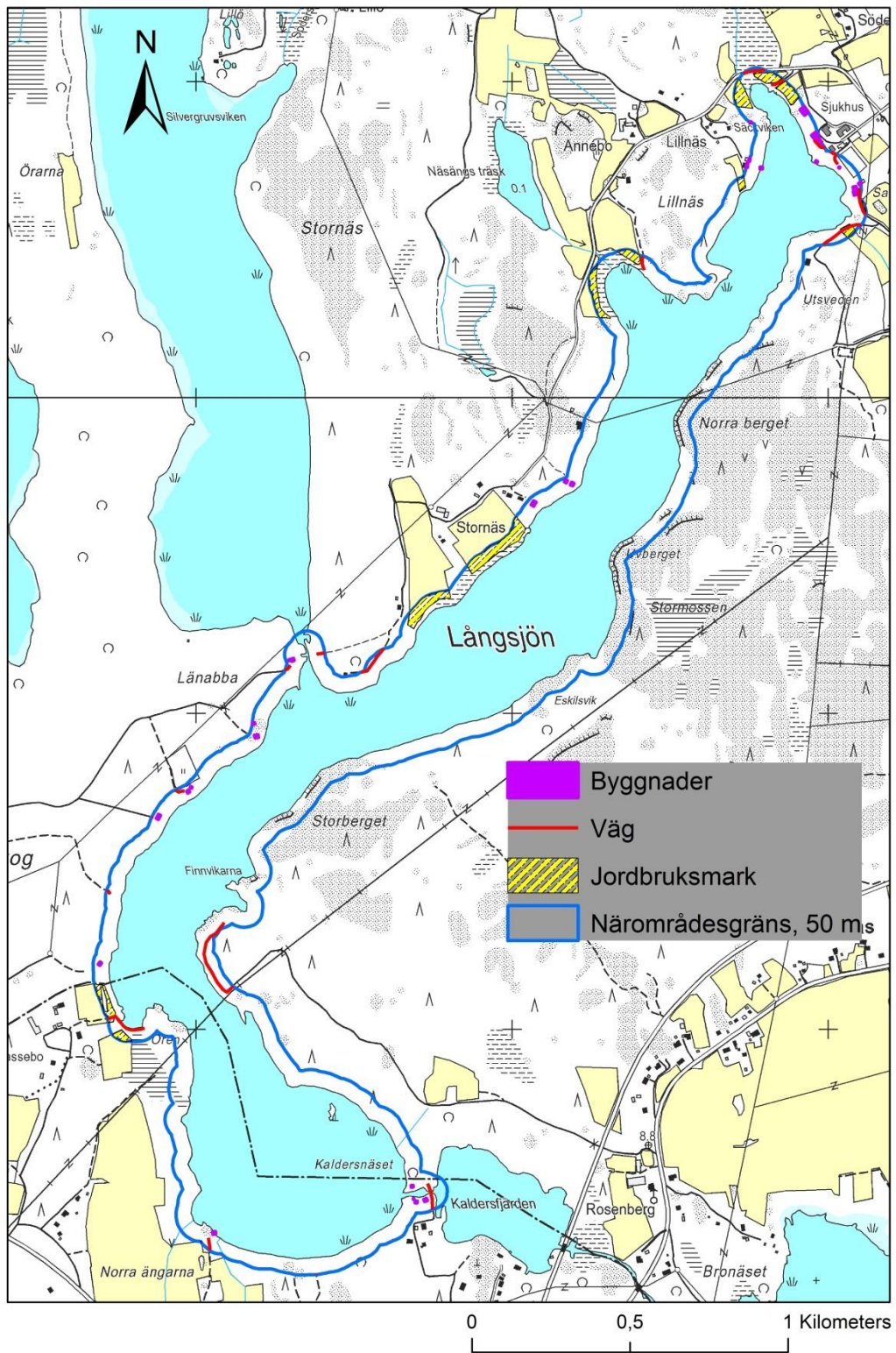
Konstgjord strandlinje: hög status = 1

Tillrinnande diken: hög status = 1

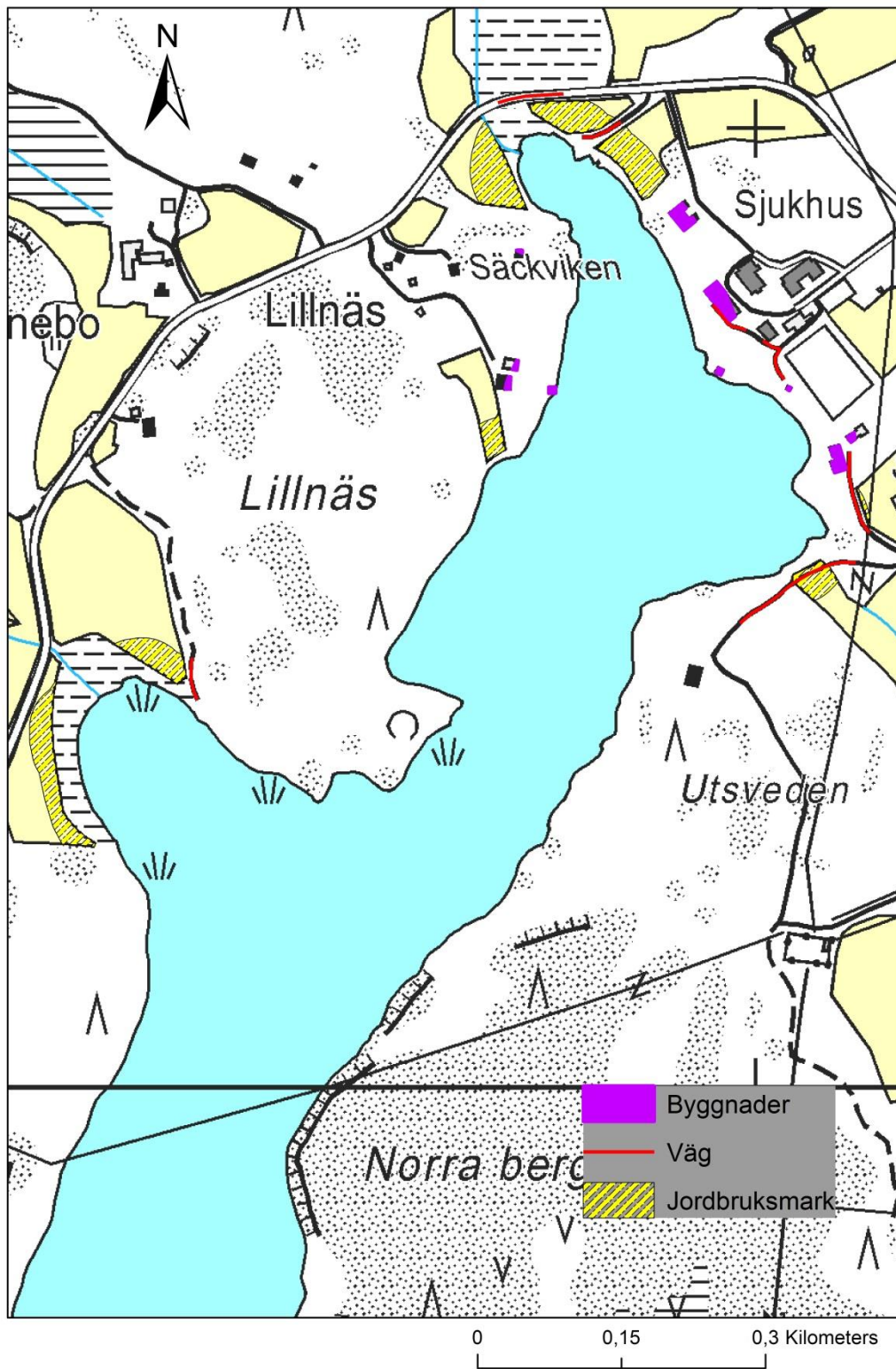
Vattenföretag: hög status = 1

Bryggor: hög status = 1

Sammanlagd status: $(2 + 1 + 1 + 1 + 1) / 5 = 1,2 = \text{hög status}$



Figur 15. Översiktsbild av fysisk påverkan på Långsjöns närområde.



Figur 16. Detaljbild av fysisk påverkan på Långsjöns närområde.

8.1.4 Hydromorfologisk status

Konnektivitet: 3 = måttlig status

Hydrologisk regim: 2 = god status

Morfologiska förhållanden: 1,2 = hög status

Sammanlagd hydromorfologisk status: $(3 + 2 + 1,2) / 3 = 2,1 = \underline{\text{god status}}$.

8.2 VÄSTRA HAMNEN

Västra hamnen utgör en del av kustvattenförekomst nummer 2, Ålands hav södra (Figur 5), vilken 2006-2012 erhöll måttlig ekologisk status (Ålands Landskapsregering, 2015).

Area: 252 ha

Omkrets: 16,7 km

Närområdets area: 74,4 ha

8.2.1 Förekomstindelning

Eftersom Västra hamnen är en skyddad havsvik med förutsättningar för avvikande hydromorfologisk status (Ålands Landskapsregering, 2015) avgränsades Västra hamnen preliminärt som egen delförekomst enligt topografiska flaskhalsmetoden. Exponeringsgraden beräknades till 0,27 i ArcMap utgående från trafikverkets djupdata via landskapsregeringens GIS-databas.

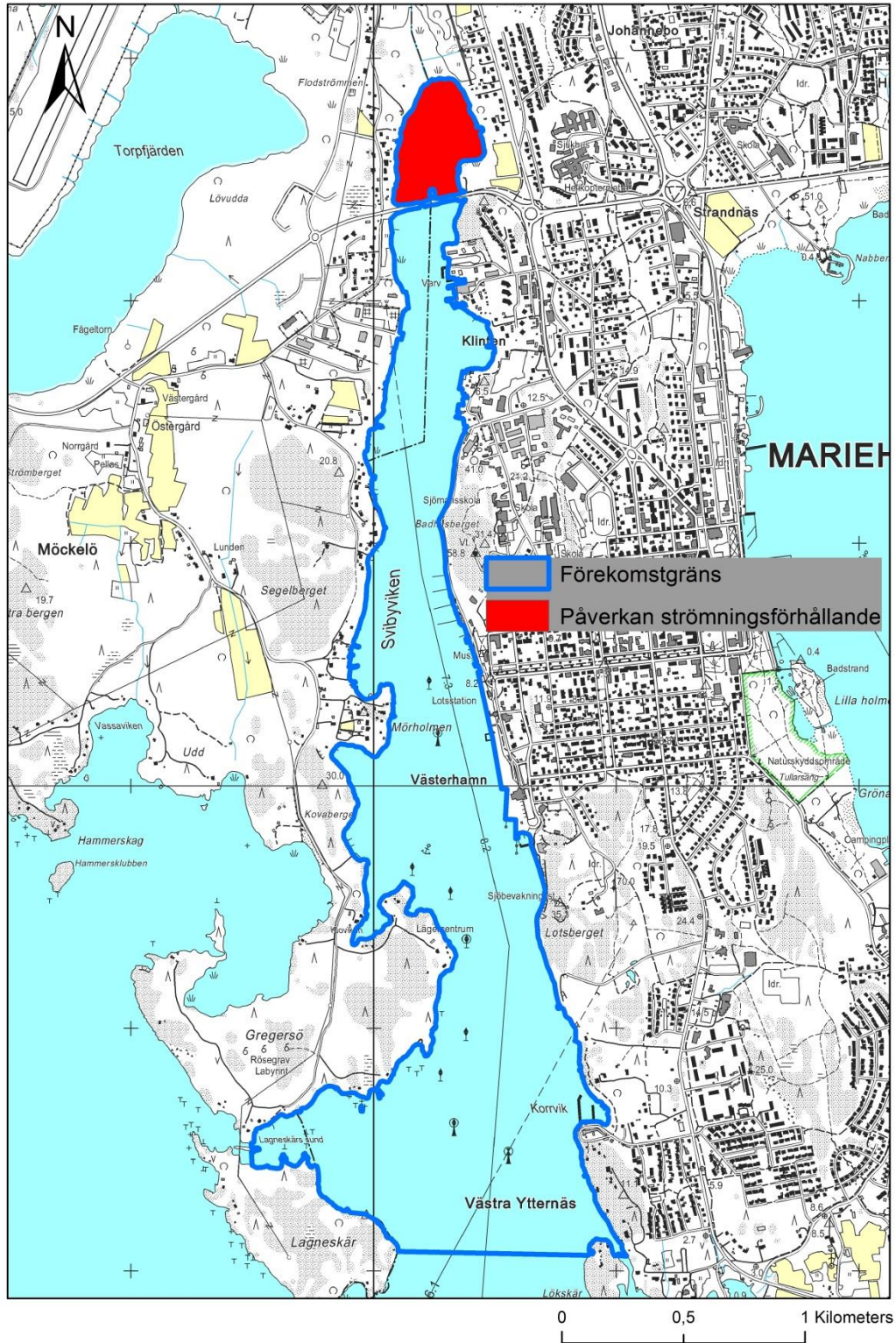
8.2.2 Hydrologisk regim

Strömningsförhållanden:

I 13,3 hektar (Figur 17), vilket motsvarar fem procent av förekomstens yta, har vattnets omsättningstid ökat från 4,2 dagar till 20,5 dagar (Tabell 23). Denna ökning på 388 procent motsvarar dålig status. Tvärsnittsareorna beräknades från trafikavdelningens ritningar, se bilaga 2.

Tabell 23. Beräkningsunderlag för vattenutbytestid för nuvarande tillstånd respektive det opåverkade referenstillståndet.

	Nuläge	Referens
Area [m²]	133000	133000
At [m²]	15,8	297
Exp	0,01188	0,2233
Tsw [dagar]	20,5	4,2



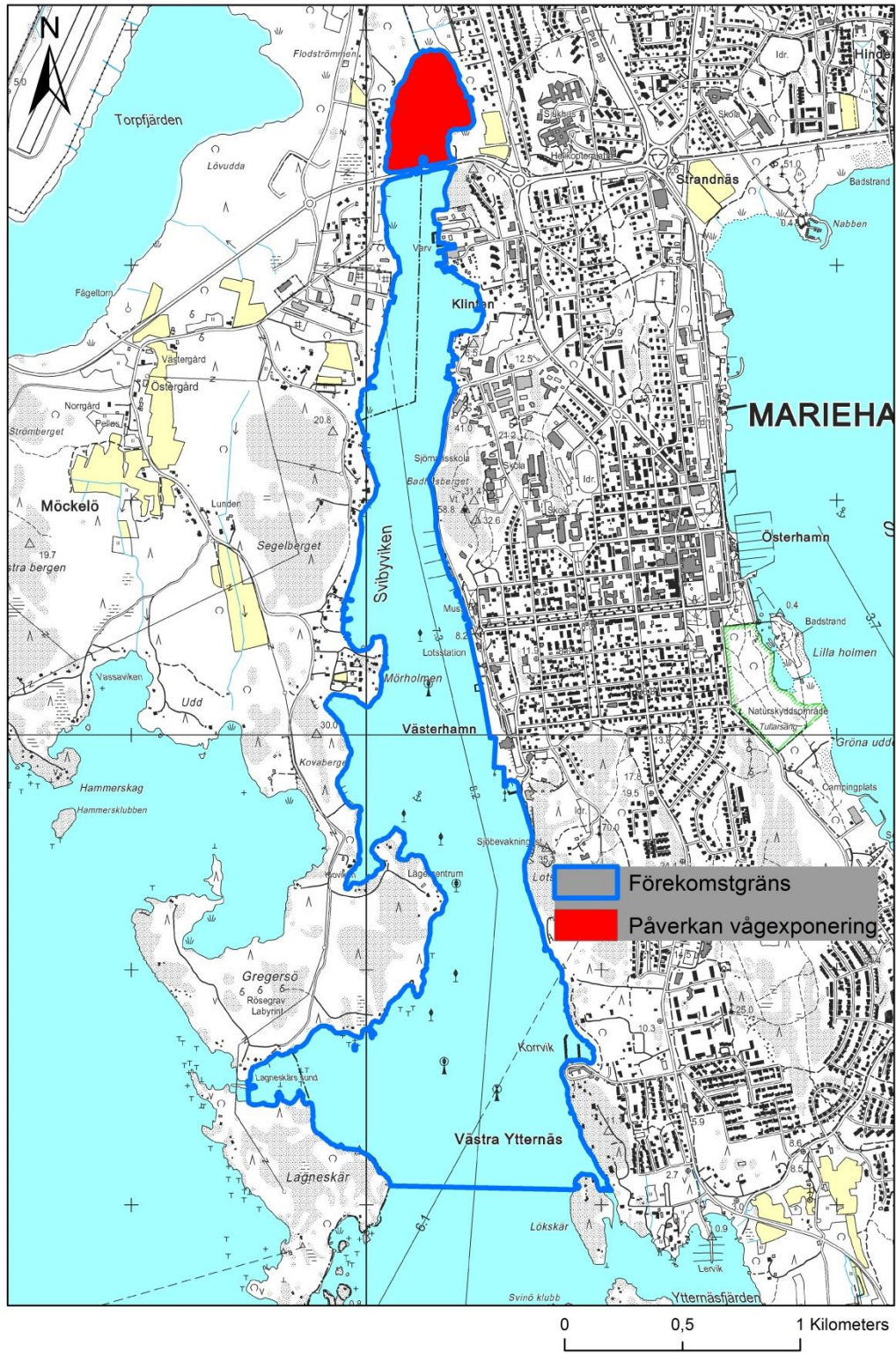
Figur 17. Påverkan på strömningsförhållande i vattenförekomsten.

Vågexponering:

Vågbasen har i samma område på 13,3 hektar (Figur 18), vilket motsvarar fem procent av förekomstens yta, minskat från 3,2 till 0,8 meter (Tabell 24), det vill säga minskat med 76 procent = dålig status.

Tabell 24. Vågbasförändring som resultat av instängd vattenyta.

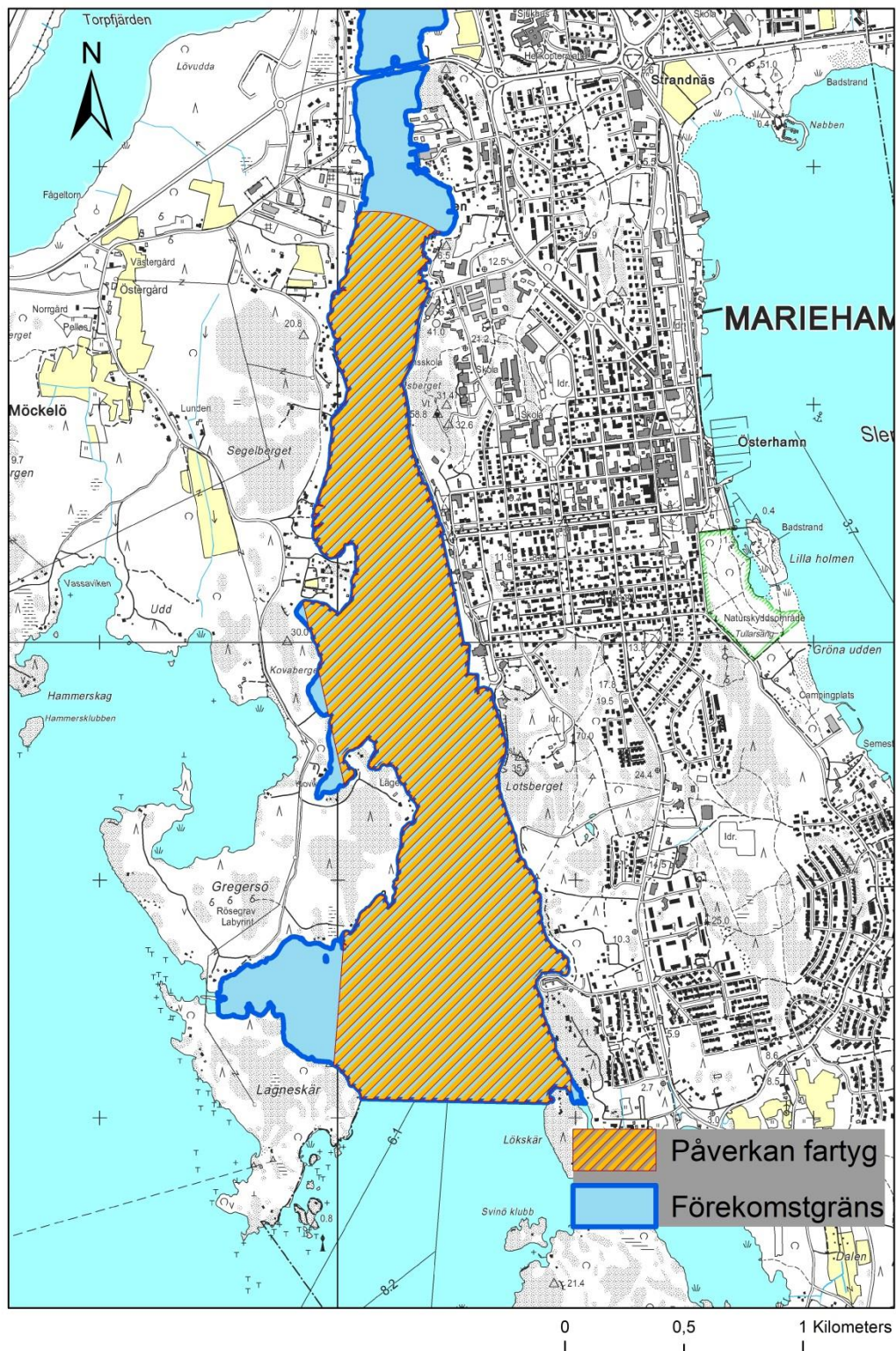
	Area [km²]	Vågbas [m]
Nuläge	0,133	0,8
Referens	2,523	3,1



Figur 18. Påverkan på vågexponeringen i förekomsten.

Fartygspåverkan:

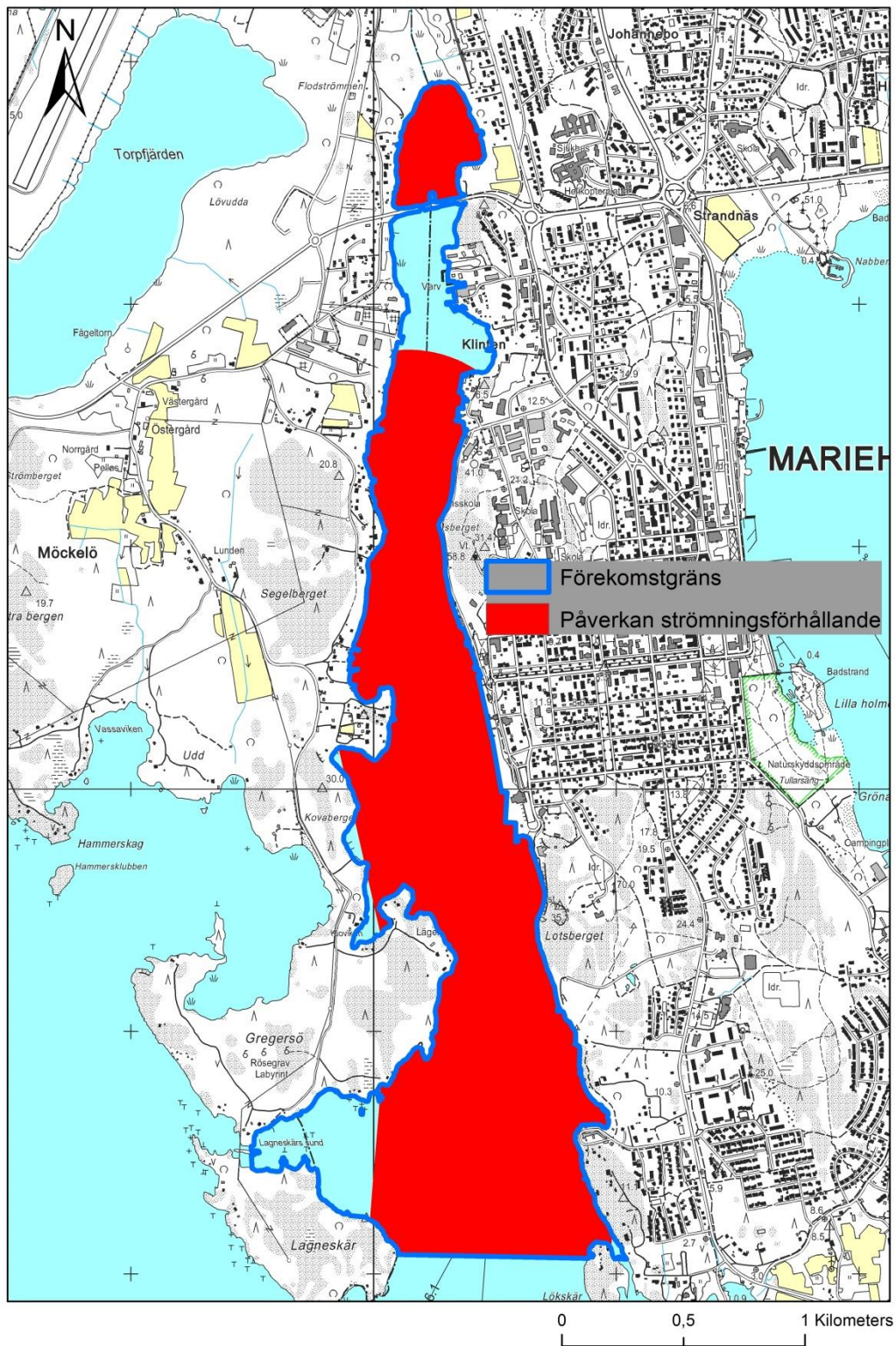
I 81 procent av hela vattenförekomstens yta påverkas vågregim och strömningsförhållande av fartygstrafik (Figur 19).



Figur 19. Fartygspåverkan i förekomsten.

Strömningsförhållande sammanlagt (Figur 20):

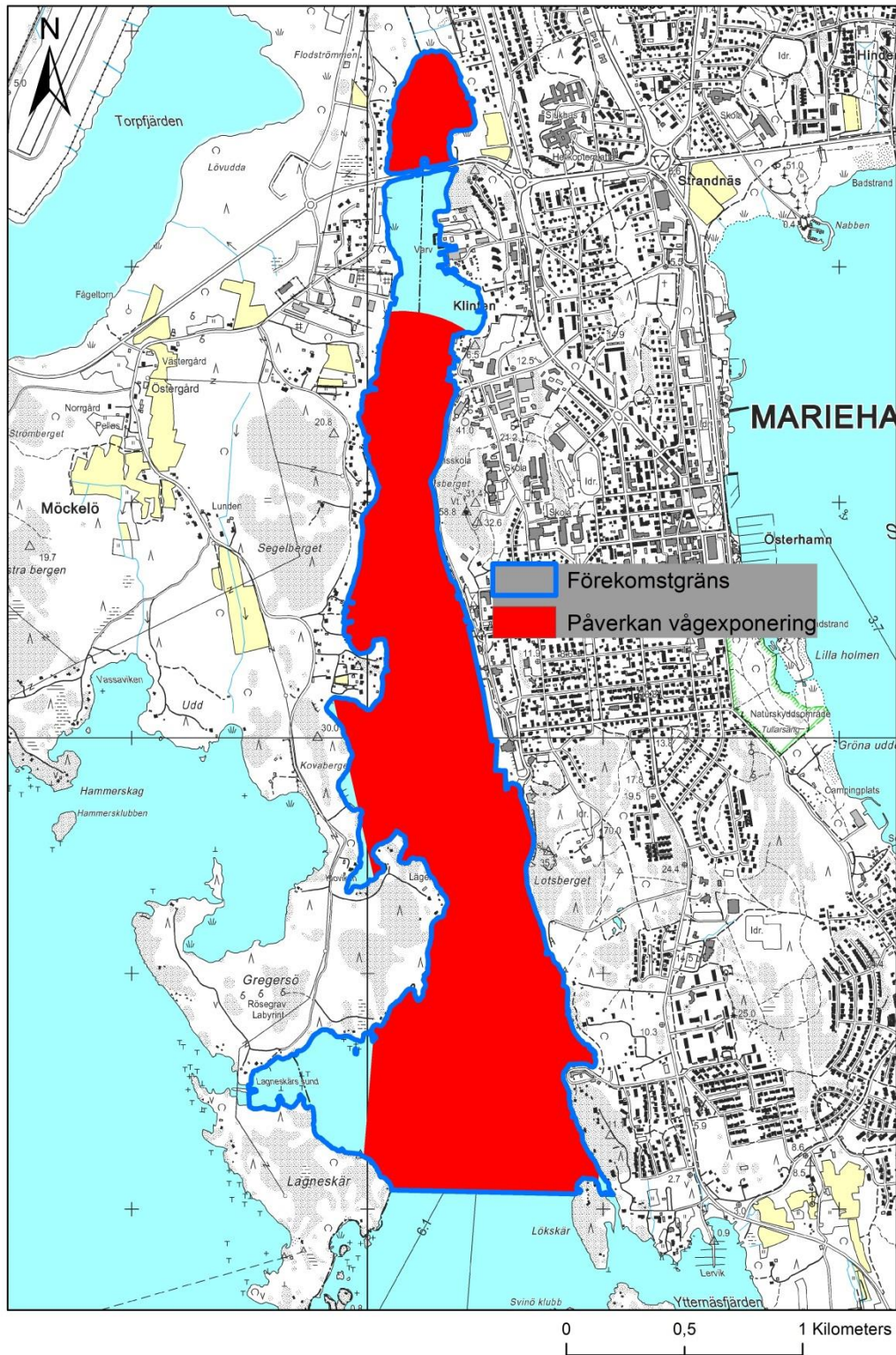
5 % dålig status + 81 % dålig status + resterande 14 % hög status: $0,05 \times 5 p + 0,81 \times 5 p + 0,14 \times 1 p = 4,44 p = \text{dålig status}$



Figur 20. Sammanlagd påverkan på strömningsförhållandena i vattenförekomsten.

Vågexponering sammanlagt (Figur 21):

5 % dålig status + 81 % dålig status + resterande 14 % hög status: $0,86 \times 5 \text{ p} + 0,14 \times 1 \text{ p} = 4,44 \text{ p} = \text{dålig status}$



Figur 21. Sammanlagt påverkan på vågexponeringen i vattenförekomsten.

Hydrodynamiska förhållanden, sammanlagd status:

Strömningsförhållande: 4,44 = dålig status

Vågexponering: 4,44 = dålig status

Sammanlagt: $(4,44 + 4,44) / 2 = 4,44 = \underline{\text{dålig status}}$

8.2.3 Morfologiska förhållanden

Fysisk påverkan på närområdet:

Antal byggnader inom 50 meter: 211

$211/74,4 \text{ ha} = 2,8$ byggnader per hektar strandområde = dålig status

Area byggnader: 20564 m²

Area åker: 407 m²

Längd väg: 6170 m, medelbredd 4 m. Detta ger vägarea: $6170 \text{ m} \times 4 \text{ m} = 24680 \text{ m}^2$

Sammanlagd påverkad area: 45640 m²

Andel påverkad area: $45640/(744000) = 6,1 \%$ = god status

Andel konstgjord strandlinje:

4040 meter konstgjord strandlinje. Andel: $4,0 \text{ km} / 16,7 \text{ km} = 24 \%$ = otillfredsställande status.

Resultatet av fysisk påverkan i närområdet och konstgjord strandlinje presenteras i Figur 22 och Figur 23 nedan.

Antal tillrinnande diken: 1

$1 / 16,7 \text{ km} = 0,05$ diken per kilometer strandlinje = hög status

Vattenföretag:

Då vattenföretagen inte är registrerade per vattenförekomst i ÅMHM:s register (Eriksson, pers.medd, 2015) räckte inte tiden till för att undersöka denna parameter för Västra hanmen. Därför utelämnas denna i nuläget ur bedömningen.

Längd brygga per kilometer strandlinje:

$$1750 \text{ m} / 16,7 \text{ km} = 105 \text{ m} = \underline{\text{måttlig status}}$$

Morfologiska förhållanden, sammanlagd status:

Påverkan i närområdet: dålig status = 5

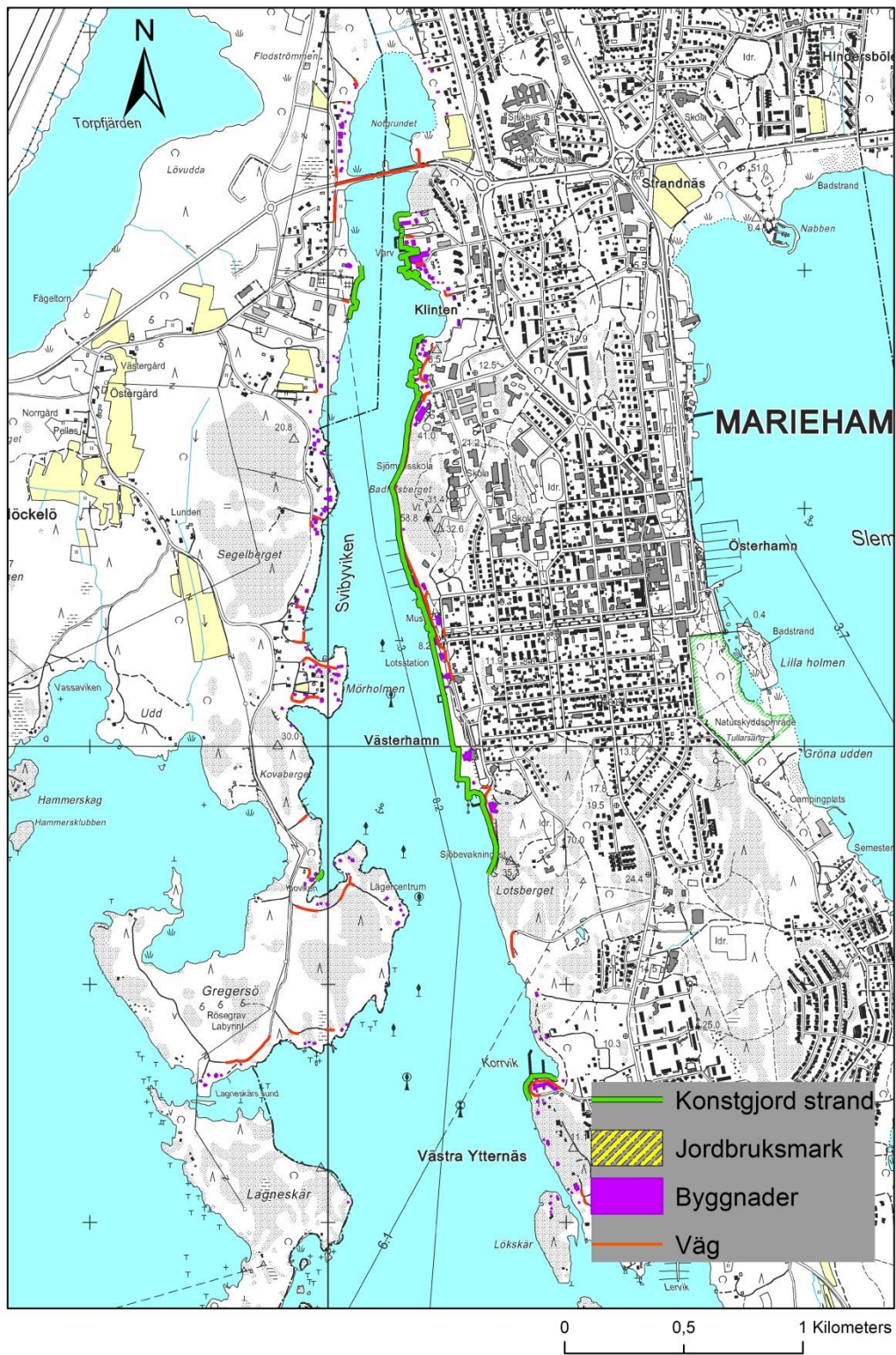
Konstgjord strandlinje: otillfredsställande status = 4

Tillrinnande diken: hög status = 1

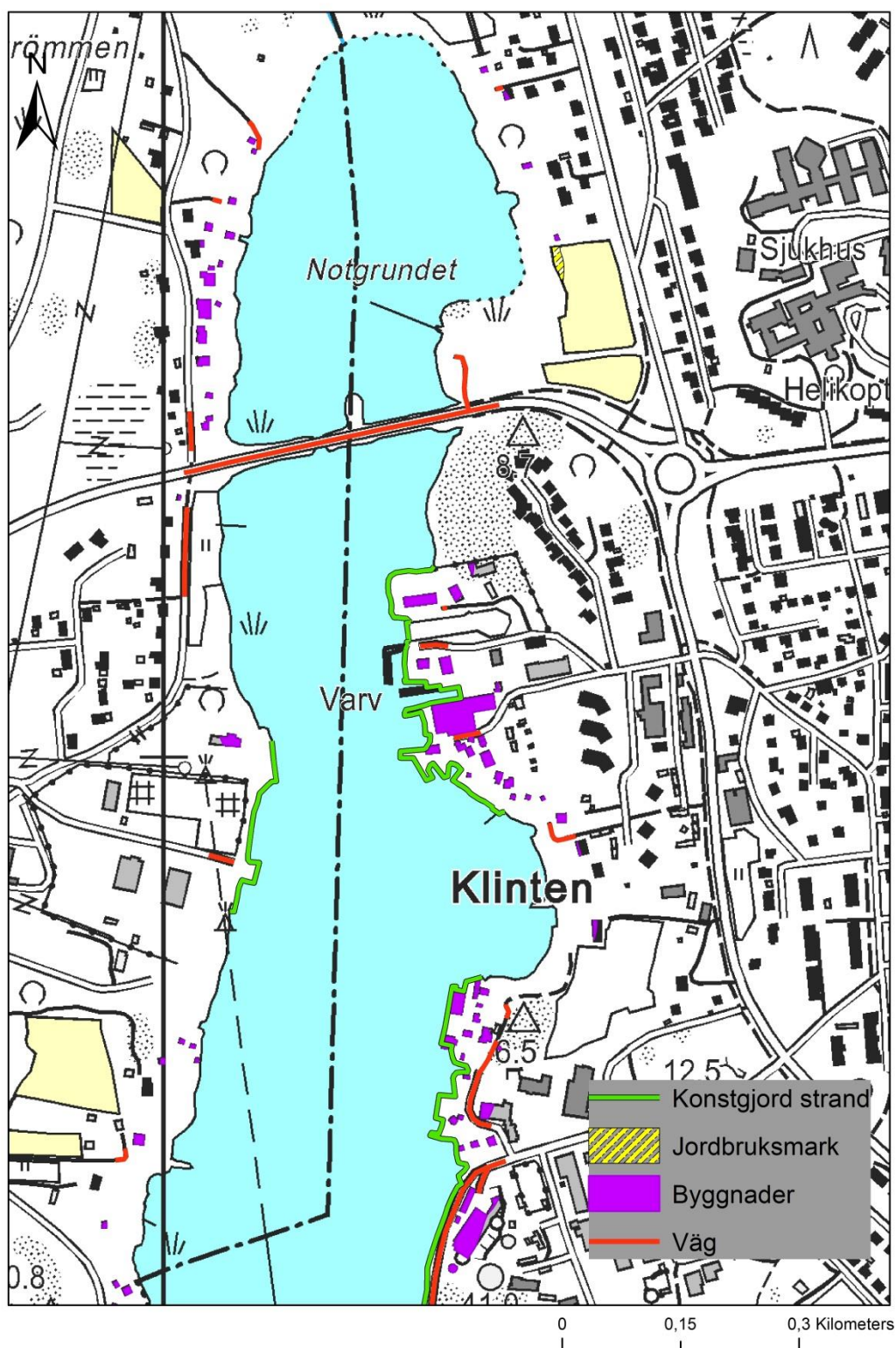
Vattenföretag: status = ???

Bryggor: måttlig status = 3

Sammanlagt: $(5 + 4 + 1 + 3)/4 = 3,25 = \underline{\text{måttlig status}}$



Figur 22. Översiktsbild av fysisk påverkan och konstgjord strandlinje i Västra hamnen.



Figur 23. Detaljbild av fysisk påverkan och konstgjord strandlinje i Västra hamnen.

8.2.3 Hydromorfologisk status

Hydrodynamiska förhållanden: 4,44 = dålig status

Morfologiska förhållanden: 3,25 = måttlig status

Sammanlagd hydromorfologisk status: $(4,44 + 3,25) / 2 = 3,85 =$ otillfredsställande status.

8.3 KRAFTIGT MODIFIERAD FÖREKOMST

Långsjön uppfyller i och med god hydromorfologisk status inte kriteriet väsentligt fysiskt påverkad enligt kapitel 6 och kan därmed inte klassas som kraftigt modifierad. Västra hamnen uppfyller kriteriet otillfredsställande eller dålig hydromorfologisk och utgör därmed föremål för övervägande om kraftigt modifierad vattenförekomst.

9. DISKUSSION

9.1 GENOMFÖRD BEDÖMNING OCH ERHÅLLEN STATUS

9.1.1 Långsjön

Långsjön erhöll efter utförd bedömning den hydromorfologiska statusen god. De huvudsakliga påverkanstrycken i Långsjön enligt utförd bedömning var bristande konnektivitet samt hydrologisk påverkan, båda vilka orsakas av regleringsdammen. Inga liknande undersökningar har genomförts för Långsjön tidigare varför det är svårt att relatera resultatet till andra studier. Jämförs den hydromorfologiska statusen med tidigare framtagen ekologisk status kan det dock konstateras att den hydromorfologiska statusen är två klasser högre. Figur 7 visar att det är vattenväxter, bottendjur och fisk som drar ned den ekologiska statusen, och det kan spekuleras huruvida regleringsdammen är en bidragande faktor till detta eller om det huvudsakligen är dålig kemisk och fysikalisk vattenkvalitet som är orsaken. Oberoende av detta är det viktigt att påpeka att Långsjön är en dricksvattentäkt och att regleringsdammen är en nödvändig åtgärd för att hindra saltvatteninträning och trygga dricksvattentillgången. Avslutningsvis kan resultatet god hydromorfologisk status inte sägas motsvara ett väsentligt fysiskt påverkat tillstånd, och Långsjön kan och bör därmed inte bli föremål för klassning som kraftigt modifierad vattenförekomst.

9.1.2 Västra hamnen

Västra hamnen är Ålands största hamn och fysisk påverkan har preliminärt bedömts vara stor för åländska förhållanden (Vävare, pers.medd, 2015), varför detta område valdes för bedömning. I och med att Västra hamnen i nuläget tillhör förekomst 2 Ålands hav södra (Figur 5) avgränsades den preliminärt som egen förekomst. Enligt utförd bedömning erhölls då den hydromorfologiska statusen otillfredsställande. Det är troligt att denna status skiljer sig från resten av förekomsten. De huvudsakliga påverkanstrycken i Västra hamnen enligt bedömningen var av hydrodynamisk påverkan i form av en vägbank och fartygstrafik och morfologisk påverkan främst i form av påverkan i närområdet och konstgjord strandlinje. Parametern vattenföretag kunde inte bedömas, men torde inte ge upphov till en väsentligt förändrad status när en bedömning kan genomföras, då bland annat väsentliga muddrings- och fyllnadsverksamheter är kända i området (Staub och Feldmann, 2006). En komplettering bör givetvis göras när registerdata över vattenföretag finns tillgänglig på en mer lätthanterlig form.

År 2006 gjordes en bedömning av strömningsförhållanden i Västra hamnen i anslutning till ombyggnad av vägbanken (Staub och Feldmann, 2006). I denna studie konstaterades det att området utanför vägbanken är utsatt för kraftig vågpåverkan från utanförliggande hav samt även från fartygstrafiken. Innanför vägbanken konstaterades vågpåverkan vara minimal. Detta kan sägas stämma väl överens med erhållet resultat för vågexponeringen. Vidare bedömdes strömningsförhållandet påverkas till viss del innanför vägbanken på grund av fartygstrafiken. Detta tyder på att den 500 meters buffertzonen som användes för att uppskatta påverkan var en underskattning i detta fall. Däremot bedömdes vägbanken ha en mindre påverkan på vattenutbytet innanför vägbanken. Dock har den givit upphov till ändrad strömningshastighet. Detta bör betraktas som förändrade strömningsförhållanden varför resultatet av utförd

bedömning kan ses som rimligt. En aspekt som inte beaktades i bedömningen är den sammanlagda effekten av fartygstrafik och vägbank. Möjligen är det så att vägbanken i själva verket skyddar den innersta viken från onaturligt kraftiga strömmar och vågexponering som orsakas av den tunga fartygstrafiken. För att fastställa detta krävs noggrannare undersökningar alternativt en modell för fartygspåverkan.

Västra hamnen kan i och med otillfredsställande hydromorfologisk status med stöd av föreslagen metod bli föremål för övervägande om klassning som kraftigt modifierad vattenförekomst. För att slutligen klassa förekomsten som kraftigt modifierad krävs dock en bedömning av de berörda verksamheternas samhällsnytta och effekten av lindringsåtgärder på dessa. I och med att det rör sig om en större kommersiell hamn är det troligt att även dessa kriterier uppfylls, varför Västra hamnen i så fall får klassas som kraftigt modifierad. Det är dock värt att återigen poängtera att detta är en möjlighet, inte ett krav. Att klassa Västra hamnen som kraftigt modifierad skulle förvisso innebära ett något lindrigare miljömål att nå, god ekologisk potential istället för status, men det skulle också innebära mer arbete med bland annat själva klassificeringen och fastställande av tillståndsgränser för ekologisk potential i förekomsten. Dessutom kräver klassning som kraftigt modifierad vattenförekomst att Västra hamnen måste avgränsas som egen förekomst, vilket skulle innebära ökade kostnader bland annat i form av ökad övervakning. Resultatet av genomförd bedömning och preliminär förekomstavgränsning indikerar dock att det skulle vara vetenskapligt mer korrekt att avgränsa Västra hamnen som egen förekomst. Därför föreslås följande process: Först bör en hydromorfologisk statusklassning för förekomst 2 Ålands hav södra genomföras. Om dess hydromorfologiska status skiljer sig med minst två klasser från Västra hamnens, vilket är troligt med tanke på förekomstens storlek och öppenhet, bör Västra hamnen avgränsas som egen förekomst. Därefter bör övervakning av ekologiska parametrar i Västra hamnen genomföras och en ekologisk status fastställas. Om Västra hamnen då uppvisar en sämre än god status med osannolika möjligheter till förbättring bör den klassas som kraftigt modifierad förekomst.

9.2 VAL AV BEDÖMNINGSMETOD

Valet att basera bedömningsmanualen på kvalitetsfaktorer med tillhörande underparametrar styrdes av vattendirektivets riktlinjer. Däremot fanns olika möjligheter att bedöma kvalitetsfaktorerna. Att utgå från Sveriges och Finlands bedömningskriterier var fördelaktigt bland annat eftersom de är anpassade för liknande förhållanden och det underlättar en framtida samordning. En eventuell nackdel skulle kunna vara begränsat utrymme för nytänkande och kreativitet men då bedömningskriterierna inte ansågs heltäckande kunde även egna lösningar utnyttjas. Att genomföra bedömningen till största del i GIS-miljö var ett självklart val, dels på grund av dataunderlaget, dels på grund av begränsade resurser. Genom att arbeta i GIS-miljö kunde bedömningen genomföras på ett resurs- och tidseffektivt sätt vilket är essentiellt för Åland som har en stor kustvattenyta i förhållande till förvaltningsresurser. GIS-utförandet underlättade också en enhetlig bedömning.

I de finländska bedömningskriterierna erhålls total hydromorfologisk påverkan genom en sammanräkning av poäng från respektive kriterium. I de svenska bedömningsgrunderna används principen sämst styr, med undantag för morfologiska förhållanden, för att avgöra den hydromorfologiska statusen. Då vetenskapligt underlag bedömdes vara otillräckligt för viktning av parametrarna ansågs det olämpligt att använda denna princip, varför kvalitetsfaktorerna beräknades som medeltal av parametrarna och den hydromorfologiska statusen som medeltal av alla kvalitetsfaktorer. Den tvåstegsbedömning enligt finsk modell, där de förekomster med tydlig hydromorfologisk påverkan sällas ut till ett andra noggrannare bedömningssteg bedömdes vara onödig för Ålands del. Detta dels då Åland trots allt har ett begränsat antal vattenförekomster, dels då bedömningen bör gå relativt snabbt att genomföra med framtagen metod.

9.2.1 Det opåverkade referensförhållandet

Det opåverkade referensförhållandet var tämligen enkelt att fastställa när parametrarna var ett påverkanstryck. Då innebär referensförhållandet helt enkelt att ingen påverkan förekommer. Skulle en större del av parametrarna bedöma själva tillståndet hade referensförhållandet blivit svårare att fastställa då dataunderlag ofta saknas.

9.2.1 Indelning av kustvattenförekomster

Eftersom påverkan relaterades till bedömd kustvattenförekomstssammanlagda yta eller i vissa fall strandlinje är resultatet beroende av hur indelningen av förekomsterna är gjord. Detta gäller i första hand kustvattenförekomsterna då sjöarna är entydigt avgränsade.

Den nuvarande indelningen av vattenförekomster, gjord av experter från Husö biologiska station i samarbete med Landskapsregeringens miljöbyrå är inte anpassad för hydromorfologisk bedömning, utan snarare för bedömning av övergödning, och kan i någon mån sägas vara förvaltningspraktiskt vald ram för bedömningen. I de flesta områden bör indelningen trots detta stämma överens med de verkliga förhållandena då den utgått från relevanta fysiska parametrar, undantagen finns i första hand i öppnare skärgård som är svårare att indela. Särskilt vattenområden med avvikande hydromorfologiska förutsättningar som fått tillhöra de stora yttre kustvattenförekomsterna med stora ytor av öppen skärgård med liten påverkan skulle troligtvis erhålla en missvisande hydromorfologisk status om inte en vidare avgränsning gjordes.

Den topografiska flaskhalsmetoden som användes för denna avgränsning är vetenskapligt erkänd, ekologiskt relevant och anpassad för lokal nivå (Håkanson, 2008), varför den bör vara en lämplig metod för vidare indelning av kustvattenförekomsterna. Dock är det en arbetskrävande metod för att manuellt indela ett större antal förekomster, särskilt i fragmenterad skärgård som den åländska, men försök gjordes att begränsa arbetsbördan genom att exkludera områden mindre än 50 hektar.

9.2.2 Parameterval

Valet av parametrar har en avgörande betydelse för resultatet av statusbedömningen och det fanns flera valmöjligheter och kombinationer. Valet begränsades av dataunderlag och tillgängliga bedömningsmetoder. Bedömningen fick inte heller vara för komplicerad eller krävande, tidsmässigt eller ekonomiskt. Detta är en förutsättning för att en statusbedömning

av alla 62 kustvattenförekomster och 14 sjöar ska genomföras, inom rimlig tid. Av samma anledning var det nödvändigt att använda ett begränsat antal parametrar. För att erhålla en enhetlig bedömning var det även viktigt med generella parametrar som kunde bedömas för alla förekomster, men som samtidigt hade tillräcklig ekologisk relevans.

De parametrar som valdes att inkluderas i bedömningsmanualen utgick i första hand från de parametrar som vattendirektivet anger för hydromorfologisk bedömning. Samtliga av vattendirektivets parametrar användes dock inte på grund av bristande dataunderlag eller avsaknad av lämplig bedömningsmetod. Vissa av direktivets parametrar har även omarbetats för att bättre lämpa sig för de lokala förutsättningarna och tillgängligt dataunderlag. En annan orsak till att vattendirektivets parametrar inte användes rakt av är att dessa är tillståndsp parametrar, varför det i flera fall var tvunget att omarbeta parametrarna till att analysera påverkanstryck för att möjliggöra bedömningen. Vid detta arbete har den nationella tolkningen i form av bedömningsgrunder som gjorts i Finland och Sverige använts som stöd och underlag, varifrån ytterligare parametrar hämtats för att komplettera bedömningen. Hänsyn togs även till havsmiljödirektivets riktlinjer angående hydromorfologisk bedömning, eftersom bedömningen av hydromorfologisk status bör vara kompatibel även med detta direktiv då dess verkningsområde överlappar med vattendirektivet i kustvatten.

De parametrar som valts och inte valts kan diskuteras, men under nuvarande förutsättningar bör framtagna manual representera en lämplig sammanställning. Av de parametrar som valts skulle det knappast vara lämpligt att ta bort någon utan att ersätta denna med ett alternativ som infångar samma miljö tillstånd eller påverkanstryck. Möjligen kan konnektivitetsparametern för sjöar diskuteras då en sådan inte anges i vattendirektivet, men med tanke på de åländska förhållandena med sammanhängande sjösystem kan den ses som motiverad. Parametrar som utelämnats ur bedömningsmanualen utöver de där data- eller metodbrist krävt andra alternativ är i första hand konnektivitet och tidvattenregim för kustvatten enligt svensk modell, vilka inte bedömdes relevanta för de åländska förhållandena. Abrasion, främst i form av bottenstrålning vilket bör ses som ett kraftigt påverkanstryck, förekommer inte på åländska vatten och bedömdes därför inte. Även förändring av temperatur och salthalt, som tas upp i havsmiljödirektivet, anges i vattendirektivet som fysikalisk-kemiska faktorer och utelämnades därför. En parameter som möjligen borde tas med för de kustvattenförekomster som ligger i anslutning till sjöar och därmed bör ha ett betydande inflöde av sötvatten, är påverkan på sötvatteninflöde som anges för vatten i övergångszon i vattendirektivet. Det är dock inte rimligt att införa vatten i övergångszon som en till förekomsttyp, utan denna parameter skulle bedömas för kustvattenförekomster, men endast för de som ligger in anslutning till sjöar.

9.3 OSÄKERHETER I BEDÖMNINGEN

Bedömningen som genomfördes enligt framtagna manual syftade till producera ett objektiva resultat i så stor utsträckning som möjligt. Det bör dock poängteras att flera betydande osäkerheter inkom i bedömningen. Främst förekom osäkerheter hos de metoder som användes för att bedöma parametrarna, bristande noggrannhet hos indata, svårhet i att säkerställa den ekologiska relevansen mellan hydromorfologisk parameter och biologisk konsekvens samt områdets varierande känslighet.

9.3.1 Metoder

Nedan diskuteras det som bedömdes som de mest påtagliga osäkerheterna med den bedömningsmetod som valdes för respektive parameter.

Konnektivitet: Bedömningen av konnektiviteten i sjöarna är en sammanslagning av diverse svenska metoder och kan ses som rättfram. Däremot kan poängsättningen som kräver minst två vandringshinder per sjösystem för dålig status ifrågasättas.

Påverkan på vattenståndsförändring: Denna parameter kan troligen uppvisa begränsande underlagsdata, speciellt för referenstillståndet. För Långsjön kunde endast referensförhållande erhållas genom att anta att det motsvarar havsvattennivån. Förändringen av vattennivån uppvisade snarast en minskad variabilitet från referensläget till nuläget (Figur 14). Detta är en förändring, men gäller inte primärt sänkning av vintevattenstånd eller minskad vårflod, varför parametern tillåten vattenuttagsvolym användes istället. Det är dock värt att undersöka om underlag finns åtminstone för övriga vattentäkter då det är ekologiskt relevant att bedöma faktiska skillnader i vattenstånd. Däremot kan det diskuteras huruvida just vintervattensänkning och vårflodsminskning är de mest relevanta parametrarna för de åländska sjöarna. Åtminstone vintervattensänkningen borde kunna betraktas som relevant då isläggning förekommer och sänkning av vattenståndet bör orsaka stress hos de vattenlevande organismerna. Vårflodsminskningen kunde möjligen ersättas med sommarvattensänkning, då de största uttagen från sjöarna vanligen sker under denna period, och då vattennivån ofta redan är lägre. Endast vintersänkning och vårflodsminskning bedömdes påverka statusen då dessa tillstånd ansågs vara markant mer stressande för biologin än de motsatta förhållandena.

Tillåten vattenuttagsvolym: Denna parameter är en egenkonstruktion utgående från tillgängliga data bör ses som en uppskattning av påverkan från vattenståndsförändring.

Sjösänkning och –höjning: Här bedömdes både positiv och negativ nivåförändring påverka statusen enligt Naturvårdsverkets (2007) metod. Huruvida en höjning av vattenståndet påverkar de biologiska förhållandena i mindre utsträckning än en sänkning och i så fall kunde viktas till en mindre påverkan relativt sjösänkningen, eller möjligen helt utelämnas ur bedömningen, bör undersökas närmare.

Påverkan på närområdet: Hur närområdet avgränsas påverkar resultatet av bedömningen. Det är tydligt att vattendirektivet avser mer än bara själva strandgränsen, men hur långt upp på land närområdet ska innefatta anges inte. Enligt Naturvårdsverket (2006) uppvisar de första fem meterna högst ekologisk relevans men även längre upp på land finns ett samband. Avståndet 50 meter användes därför för att säkerställa att en tillräcklig zon inkluderas. Vägarean skulle kunna räknas ut noggrannare men medelbredden utnyttjades för snabbare utförande. Ytterligare typer av markanvändning skulle möjligen kunna inkluderas i den här kategorin, framförallt hårdgjorda ytor utöver vägar.

Konstgjord strandlinje: Denna parameter är väl lämpad för hydromorfologisk bedömning och skulle möjligen kunna viktas till att få en större inverkan på totalstatusen.

Tillrinnande diken: Dikesdata som hämtades från grundkartan innefattar inte flödesstorleken, vilken bör ha inverkan på grumlingspåverkan och därför inkluderas i bedömningen. Ett GIS-lager med dikenas årsmedelflöden som attribut borde gå att sammanställa vilket skulle öka noggrannheten i bedömningen. En annan sak som bör tas hänsyn till är att naturliga vattenvägar, som bäckar och åar, bör exkluderas ur bedömningen då dessa inte kan sägas vara mänskligt konstruerade och motsvarar därför referensläget.

Vattenföretag: Vattenföretagen i ÅMHM:s register är registrerade enligt målsägare, vilket försvårar datainsamlandet. För att underlätta den hydromorfologiska bedömningen borde vattenföretagen även indelas enligt vattenförekomst. Då skulle den information som ändå insamlas kunna utnyttjas effektivt för hydromorfologisk statusbedömning och dessutom enkelt kunna sammanställas i ett GIS-lager för. Vattenföretag likt konstgjord strandlinje är en lämplig parameter för bedömning av hydromorfologisk påverkan, men en nackdel är att äldre påverkanstryck exkluderas då registret inte upprättades förrän 1997 (Eriksson, pers.medd, 2015).

Bryggor: Avsaknaden av bryggdata gjorde att denna parameter måste mätas för hand. Detta ökar osäkerheten och innebär framförallt ett stort manuellt arbete vilket är ineffektivt och tidskrävande, speciellt vid bedömning av större förekomster. Vidare har flytbryggor, enligt Lundborg (2011), en större fysisk påverkan än fasta bryggor. Denna skillnad kunde inte bedömas visuellt, och skulle i så fall behöva inkluderas i dataunderlaget. Bryggglängden summerades från GIS-lagrets ortofoto. Ett alternativ kunde ha varit att utgå från de bryggor som syns i grundkartan vilket torde ha minskat subjektiviteten något men det skulle samtidigt ha inneburit att en stor mängd mindre bryggor utelämnats ur bedömningen.

Strömningsförhållanden: En viss subjektivitet uppstod vid val av vilka områden som preliminärt kan anses väsentligt påverkade och därmed undersöktes. Vidare bedömdes nu endast förändring av strömningens kvantitet, inte riktning. Båda dessa problem skulle åtgärdas med en strömningsmodell. Det är dock viktigt att poängtera att det behöver undersökas att rätt indata existerar innan en modell eventuellt införskaffas, samt att modell och indata har tillräckligt hög upplösning för att tillfredsställande kunna modellera de småskaliga förhållandena. Förslagsvis borde en upplösning på 25 x 25 meter räcka.

Vågexponering: För bedömning av denna parameter användes en relativt enkel uppskattning av vågbasen. Eventuellt skulle en modell för vågexponering kunna utnyttjas för ett noggrannare resultat. Då gäller detsamma som för inskaffande av en strömningsmodell.

Fartygpåverkan: Denna parameter har stora utvecklingsmöjligheter då flera olika klasser av farleder finns kartlagda, och övrig typ av sjötrafik därmed skulle kunna inkluderas i bedömningen, men är samtidigt svårbedömd då denna parameter till skillnad från de flesta andra bör betraktas som en dynamisk parameter. Dock måste påpekas att för eventuell ytterligare typer av sjötrafik såväl som för genomförd bedömning behöver metoden utvecklas eller ersättas med en modell, speciellt då fartygpåverkan troligen är betydande i äländska vattnen. Ett fartygs påverkan på strömningsförhållande och vågexponering beror av dess hastighet och displacement (Granath, 2013; Staub och Feldmann, 2006), och total påverkan på en förekomst beror på den frekvens som förekomsten trafikerar med. Även förekomstens

storlek och form inverkar på påverkan av fartygen. Dessa aspekter bör invägas för en mer rättvisande bedömning.

9.3.2 Kvalitet och noggrannhet hos indata

Kvaliteten och noggrannheten hos indata bedömdes överlag vara god. Den största mängden GIS-data som användes härstammar från Lantmäteriverkets databaser och kan anses hålla hög kvalitet och tillräcklig noggrannhet. Likaså data inhämtade från Landskapsregeringens trafikavdelning bör vara av god kvalitet och användes då den spatiala upplösningen hos GIS-data inte bedömdes vara tillräckligt noggrann. Det är främst data över sjöarnas fysiska egenskaper som kan vara av varierande kvalitet och skulle därför behöva kvalitetssäkras. Överlag ansågs data över förekomsternas volymer osäkra, eller saknades helt, varför total påverkan relaterades till förekomsternas yta istället.

9.3.3 Ekologisk relevans

Den enskilt största orsaken till osäkerhet i genomförd bedömning kan sägas vara bristande kunskap om sambandet mellan hydromorfologi och biologi. Avsaknaden av möjlighet att fastställa parametrarnas ekologiska relevans gav upphov till osäkerheter på flera plan. Framtagen bedömningsmanual utgörs till stor del av parametrar i form av påverkanstryck. Detta innebär en osäkerhet då det är DPSIR-kedjans andra steg, påverkanstrycket som används för att uppskatta kedjans tredje och fjärde steg tillstånd och konsekvens, på grund av metod – och databrist. För att kunna avgöra vilken konsekvens ett påverkanstryck får i en förekomst skulle påverkanstryckets ekologiska relevans behöva fastställas. I nuläget kan alltså i första hand tillstånd och konsekvenser endast uppskattas utgående från kartlagda påverkanstryck. Vidare bedömdes parametrarnas ekologiska relevans för osäker för att kunna vikta dem sinsemellan. Detta innebär att alla parametrar antas ha lika stor effekt på biologin, vilket knappast motsvarar verkligheten. Även de gränsvärden som angavs för olika hydromorfologisk status för de olika parametrarna och som i de flesta fall hämtades från svenska eller finländska bedömningsgrunder bör ses som uppskattningar på grund av svårigheter i att fastställa faktisk konsekvens av förändring i ett påverkanstryck eller tillstånd.

För att kunna genomföra en ekologiskt relevant bedömning av hydromorfologisk påverkan är det därför viktigt att sambandet mellan hydromorfologi och biologi undersöks vidare. Det har genomförts studier i bland annat Stockholms skärgård som visar att strandexploatering (Sundblad och Bergström, 2014) och fartygstrafik (Eriksson et al., 2004; Sandström et al., 2005) har en betydande påverkan på strandvegetation och fiskpopulationer. En möjlighet för att skapa ökad insikt är att ta fram biologiska bedömningskriterier som påvisar hydromorfologisk påverkan (Kling, pers.medd, 2015). Exempelvis listar Hansen (2012) växtplankton som uppvisar känslighet för färjetrafik och marinor som skulle kunna undersökas om de kan användas för detta ändamål. Eventuella kumulativa effekter av olika påverkanstryck bör också studeras.

9.3.4 Områdets känslighet

En svårighet med att skapa en generell bedömningsmanual är att de olika vattenförekomsterna sinsemellan har så pass olika egenskaper, vilket gör att samma påverkanstryck kan innebära helt olika konsekvenser för två olika förekomster. Försök gjordes att inkludera

vattenförekomsternas varierande egenskaper och därmed känslighet före en mer rättvisande bedömning bland annat genom att relatera till sjöarnas medeldjup vid bedömning av hydrologisk regim. I övriga fall bedömdes det inte lika aktuellt att göra detta, men kustvattnens känslighet kunde exempelvis uppskattas genom att väga påverkad yta mot fiskars potentiella lekområden, vilket finns som GIS-lager, istället för totalyta för relevanta parametrar.

9.4 FORTSATT ARBETE OCH TIDSPLAN

Denna rapport kommer att utgöra underlaget för rapporteringen till EU, och redogöra både för den metodik som kommer att användas för hydromorfologisk statusbedömning på Åland och resultatet av bedömningen på de utvalda förekomsterna dels som konkret resultat, dels som illustrativt exempel.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att utförd bedömning av hydromorfologisk status innehåller betydande osäkerheter och behöver utvecklas. Detta är ofrånkomligt med en generell metod och samtidigt kan bedömningen anses ge ett relevant resultat och bör därför ses som fullgod, framförallt då alternativet är att inte göra någon bedömning. Statusbedömningen underlättar dessutom för en framtida vidareutveckling av hydromorfologisk bedömning, inte minst då framtagna bedömningsmanual har goda utvecklingsmöjligheter. Dock bör inte bedömning utförd enligt framtagna manual ligga ensam som grund för åtgärdsprogram, för detta bör noggrannare platsspecifika studier genomföras.

9.4.1 Brister i dataunderlag

Tillgängligt dataunderlag kan sägas vara tillräckligt för att genomföra en relevant bedömning. Dock finns data i första hand för påverkanstryck och inte för tillstånd. Dataunderlag som i första hand skulle behövas för att förbättra bedömningen av hydromorfologisk status är hårdgjorda ytor, bryggor, diken inklusive årsmedelvattenföring samt vattenföretag från ÅMHM:s register i GIS-format per vattenförekomst. Vidare skulle en modell, främst för att bedöma fartygspåverkan, men även strömningsförhållande och vågexponering behövas för att ge en exaktare bild av dessa parametrar. Slutligen kan sägas att det finns mycket data att tillgå via Landskapsregeringen, men att avsaknaden av struktur gör inhämtningen svår och troligen också att relevanta data förbises. Strukturproblem finns dels internt på grund avsaknad av en rapporteringsmall i samband med en stor andel projekt- eller deltidsanställda, dels på grund av att olika instanser ansvarar för olika data vilket försvårar samordningen.

9.4.2 Tidsplan

Under resterande tid av pågående arbetscykel, till och med 2021, bör fortsatt bedömning av hydromorfologisk status utföras för övriga sjöar och kustvattenförekomster. Därefter bör en övervakning av statusen ske vart sjätte år i enlighet med vattendirektivets riktlinjer. Enklarest görs detta genom att upprepa statusbedömningen. Inom påföljande cykel, 2021 - 2027 kan eventuella åtgärdsprogram upprättas. I takt med att mer forskning publiceras, speciellt för sambandandet hydromorfologi-biologi, nya bedömningsmetoder tas fram och data förnyas, bör bedömningsmanualen även uppdateras, förslagsvis inför varje arbetscykel.

10. SLUTSATSER

- Tillräckligt dataunderlag existerar för att genomföra en bedömning av hydromorfologisk status i åländska ytvattenförekomster. Dock existerar dataunderlag i första hand för påverkanstryck.
- En vidareindelning av nuvarande kustvattenförekomster bör göras för mer rättvisande hydromorfologisk status.
- Kopplingen mellan hydromorfologi och biologi bör undersökas ytterligare för att stärka parametrarnas ekologiska relevans.
- Bedömningsmanual och dataunderlag behöver utvärderas och uppdateras regelbundet, förslagsvis varje arbetscykel.
- Långsjöns hydromorfologiska status bedömdes vara god och sjön kan inte ses som kraftigt modifierad.
- Västra hamnen uppvisar väsentlig fysisk påverkan. Hydromorfologisk status för hamnen bedömdes vara måttlig och en klassning till kraftigt modifierad förekomst kan därmed övervägas.

11. REFERENSER

- Ålands Landskapsregering, 2015. Förslag till Förvaltningsplan för avrinningsdistriktet Åland, år 2016-2021. Mariehamn.
- Ålands Landskapsregering, 1997. Vattenlag (1996:61).
- Common Implementation Strategy Workshop, 2009. Heavily Modified Water Bodies: “Information Exchange on Designation, Assessment of Ecological Potential, Objective Setting and Measures.” Bryssel.
- Ekeboom, J., Laihonen, P., Suominen, T., 2003. A GIS-based step-wise procedure for assessing physical exposure in fragmented archipelagos. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 887–898. (Nr. DOI:10.1016/S0272-7714(02)00419-5)
- Elliott, M., Whitfield, A.K., 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 94, 306–314. (Nr. DOI:10.1016/j.ecss.2011.06.016)
- Eriksson, B.K., Sandström, A., Isæus, M., Schreiber, H., Karås, P., 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 61, 339–349. (Nr. DOI:10.1016/j.ecss.2004.05.009)
- Eriksson, M., 2003. Original Sjödata. Ålands Landskapsregering.
- European communities, 2003a. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document n.o 5 Transitional and Coastal Waters Typology, Reference Conditions and Classification Systems (Nr. ISBN 92-894-5125-4). Luxemburg.
- European communities, 2003b. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document n.o 4 Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies (Nr. ISBN 92-894-5124-6). Luxemburg.
- European communities, 2003c. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document n.o 3 Analysis of Pressures and Impacts (Nr. ISBN 92-894-5123-8). European Communities, Luxemburg.
- European communities, 2003d. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document n.o 2 Identification of Water Bodies (Nr. ISBN 92-894-5122-X). Luxemburg.
- Europeiska kommissionen, 2008. Europaparlamentets och Rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi).
- Europeiska kommissionen, 2006a. Common implementation strategy for the water framework directive -WFD and Hydro-morphological pressures policy paper.
- Europeiska kommissionen, 2006b. WFD and hydromorphological pressures – technical report. Berlin.
- Europeiska kommissionen, 2005. WFD and Hydromorphology-Workshop summary report. Prag.
- Europeiska kommissionen, 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- Finlands miljöcentral, 2013. Vesienhoidon suunnittelun ohjeistus 2.kaudelle.
- Fonseca, M., Malhotra, A., 2011. Wave exposure model. NOAA.
- Granath, L., 2013. Erosionsskador i Furusundsleden 2000-2013. Utredning om utveckling, orsaker och möjliga åtgärder. Hydrographica.
- Green, M., 2004. Dynamics of the upper coastal ocean with special reference to the inshore-offshore water exchange. Göteborgs universitet.

- Gyllenhammar, A., Håkanson, L., 2005. Environmental consequence analyses of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from the Baltic – a review. *Mar. Environ. Res.* 60, 211–243. (Nr. DOI:10.1016/j.marenvres.2004.10.005)
- Hagström, Å., 2013. Havsmiljöinstitutets synpunkter på remiss gällande Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2013:XX om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Haidvogel, D., Blanton, J., Kindle, J.C., Lynch, D., 2000. Coastal Ocean Modeling: Processes and Real-Time Systems (Nr. Vol.13 No. 1/2000), *Oceanography*.
- Håkanson, L., 2008. Factors and Criteria to Quantify Coastal Area Sensitivity/ Vulnerability to Eutrophication: Presentation of a Sensitivity Index Based on Morphometrical Parameters (Nr. 10.1002/iroh.200711033), *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93. Department of Earth Sciences, Uppsala University.
- Håkanson, L., Gyllenhammar, A., Brolin, A., 2004. A dynamic compartment model to predict sedimentation and suspended particulate matter in coastal areas. *Ecol. Model.* 175, 353–384. (Nr. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2003.09.036)
- Hansen, J., 2012. Benthic vegetation in shallow inlets of the Baltic Sea Analysis of human influences and proposal of a method for assessment of ecological status. Department of bothany, Stockholm Univeristy.
- Hansen, J., 2011. Grunda havsvikar – skyddade och varma. Stockholms Universitet.
- Hansson, T., 2014. Arbetsplan för åtgärder i Dagstorps Mosse inom projektet Life to ad(d)mire NAT/S/000268 (Nr. 511-2000-2010). Länsstyrelsen.
- HAV, 2013. HVMFS 2013:19 Bilaga 3: Bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon..
- Havs- och vattenmyndigheten, 2012. God havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer. Havs- och vattenmyndigheten.
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., de Bund, W. van, 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Sci. Total Environ.* 408, 4007–4019. Nr. (DOI:10.1016/j.scitotenv.2010.05.031)
- Kallis, G., Butler, D., 2001. The EU water framework directive: measures and implications. *Water Policy* 3, 125–142. (Nr. DOI:10.1016/S1366-7017(01)00007-1)
- Keto, A., Tarvainen, A., Marttunen, M., Hellsten, S., 2008. Use of the water-level fluctuation analysis tool (Regcel) in hydrological status assessment of finnish lakes, in: Wantzen, K.M., Rothhaupt, K.-O., Mörtl, M., Cantonati, M., -Tóth, L.G., Fischer, P. (Eds.), *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes, Developments in Hydrobiology*. Springer Netherlands, pp. 133–142.
- Kling, J., 2014. Hydromorfologi. [WWW Document]. Havs- och och vattenmyndigheten. URL <http://www.ksla.se/wp-content/uploads/2014/04/Johan-Kling.pdf>
- Länsstyrelsen Jönköping, 2006. Bedömningsgrunder för hydromorfologi -Handledning och metodik för bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. (Nr. ISSN 1101-9425).
- Lindgren, D., 2011. Form and function of coastal areas. Uppsala Universitet.
- Lundborg, L., 2011. Fast eller flytande brygga? Konstruktionen med minst miljöpåverkan. Institutionen för växt- och miljövetenskaper, Göteborgs universitet.
- Lundin, L.-C., 2000. *The Waterscape*. Uppsala.
- Naturvårdsverket, 2007a. Handbok 2007:4, Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga A, Bedömningsgrunder för

- sjöar och vattendrag [WWW Document]. Naturvårdsverket. URL <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0147-6.pdf>
- Naturvårdsverket, 2007b. Bilaga C till handbok 2007:4 Bedömningsgrunder för hydromorfologi.
- Naturvårdsverket, 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav* (Nr. 4914).
- Öhman, J., Johansson, M.E., 2009. Den indikativa modellen - Statusklassning av sjöar och vattendrag baserad på påverkansdata. Vattenmyndigheten Bottenviken.
- Sandström, A., Eriksson, B.K., Karås, P., Isæus, M., Schreiber, H., 2005. Boating and Navigation Activities Influence the Recruitment of Fish in a Baltic Sea Archipelago Area. *AMBIO J. Hum. Environ.* 34, 125–130. (Nr. DOI:10.1579/0044-7447-34.2.125)
- Staub, C., Feldmann, M., 2006. Vattenmiljökonsekvenser vid ombyggnad av väg över Sviby viken (Nr. 2157048). Sweco.
- Stenström, P., Ljunggren, M., 2008. PM - Bedömning av inverkan på strömningsförhållanden och vattenutbyte av planderad ny förbindelse mellan Åva och Jurmo. WSP.
- Sundblad, G., Bergström, U., 2014. Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *AMBIO* 43, 1020–1028. (Nr. DOI:10.1007/s13280-014-0522-y)
- Vartia, K., Frödin-Nyman, S., 2013. DPSIR-modellen, Ramdirektivet för vatten och hydromorfologi. Länsstyrelsen.
- Vogel, R.M., 2011. Hydromorphology (Nr. DOI: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000122), *Journal of water resources planning and management*. Tufts University, Medford.
- Weiß, A., Matouskova, M., Matschullat, J., 2007. Hydromorphological assessment within the EU-Water Framework Directive—trans-boundary cooperation and application to different water basins. *Hydrobiologia* 603, 53–72. (Nr. DOI:10.1007/s10750-007-9247-2)

Muntliga källor:

- Eriksson, M. Miljöinspektör ÅMHM
Karlsson, M. GIS-ingenjör Ålands Landskapsregering
Kling, J. Utredare HAV
Nyberg, A. Inspektör Ålands Landskapsregering
Öhberg, G. Planeringsingenjör Ålands vatten
Vävare, S. Vattenbiolog, Ålands Landskapsregering
Wennström, M. Vattenbiolog, Ålands Landskapsregering
Westberg, W. Specialplanerare SYKE

BILAGA I: GIS - TEKNISK VÄGLEDNING

Vissa filer är projicerade i ett annat koordinatsystem än grundkartan och måste därför transformeras innan de läggs in i kartan. Detta kan göras genom att lägga till filen via ArcCatalog och sedan välja transformera i den varningsruta som kommer upp när lagret infogas i kartan. Transformera därefter till rätt koordinatsystem enligt lämplig metod (oftast först i drop-down listan).

1. PÅVERKAN I NÄROMRÅDET

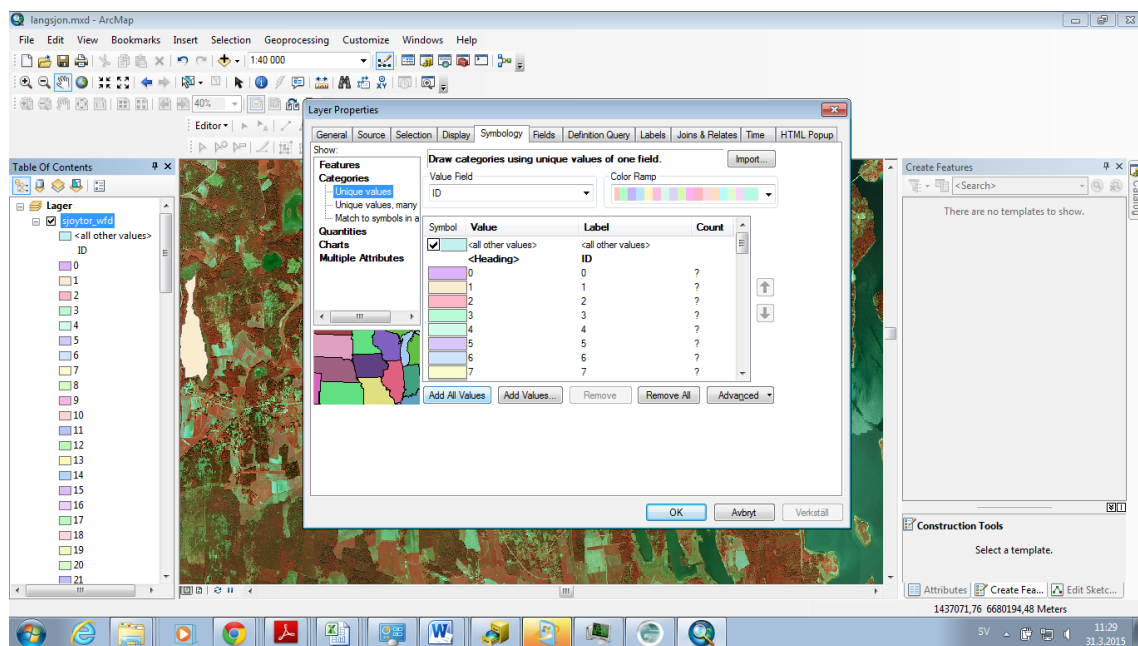
1.1 Skapa en shape-fil för förekomsten

För bedömning av fysisk påverkan i närområdet: öppna rätt förekomst shape-fil;

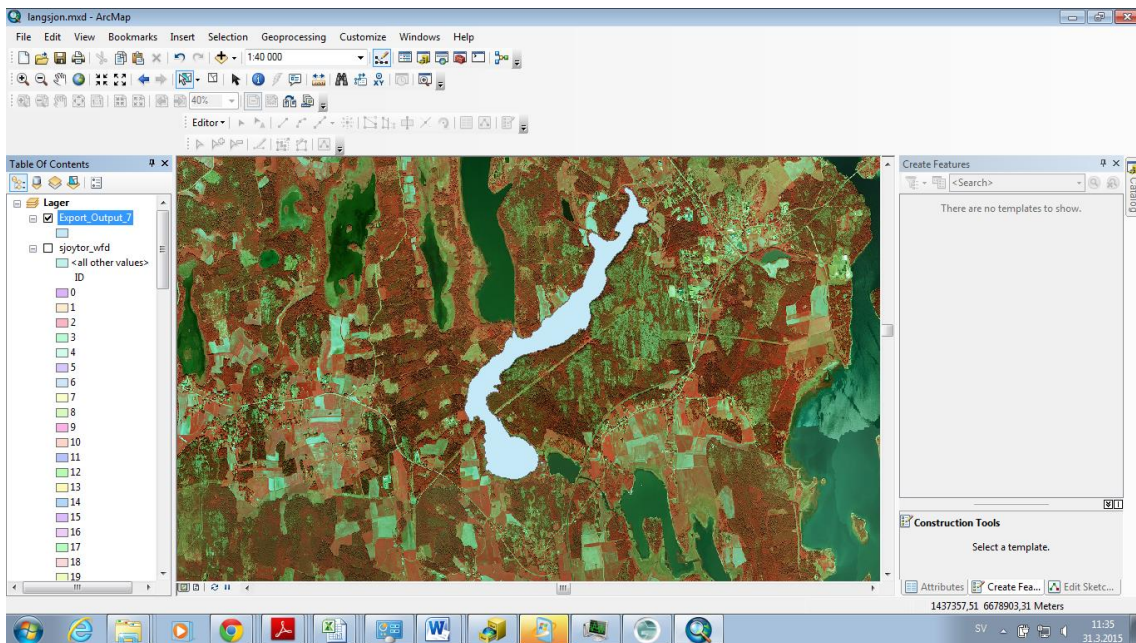
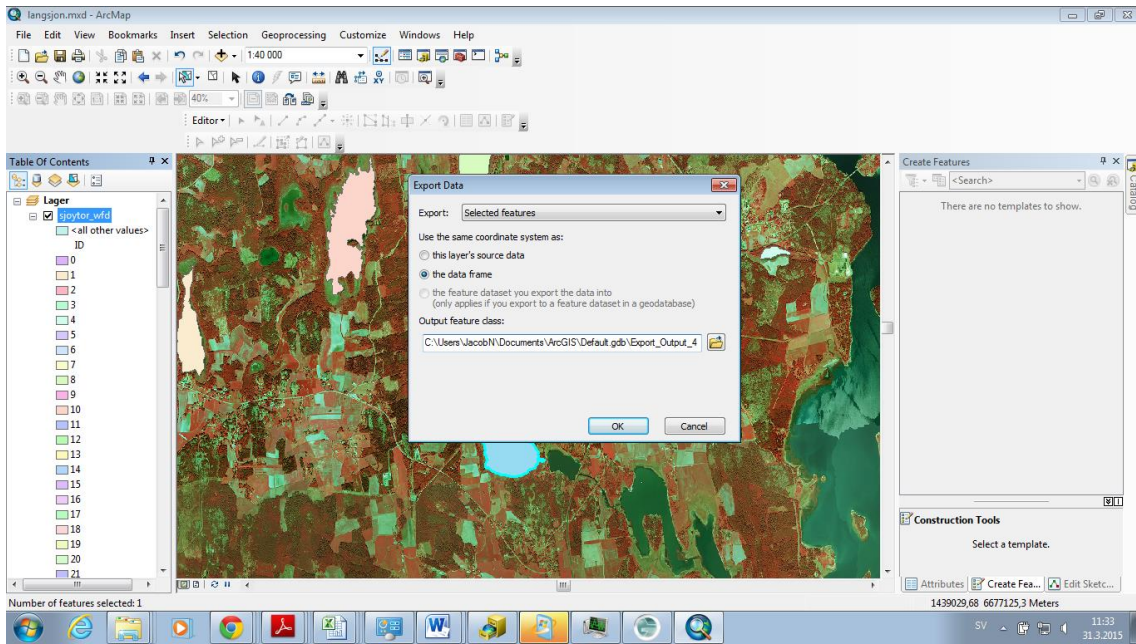
kustvattenförekomster: miljö/vatten/ytvatten/vattenforekomst

sjöar: miljö/vatten/projekt/magnus_eriksson/sjoytor_wfd

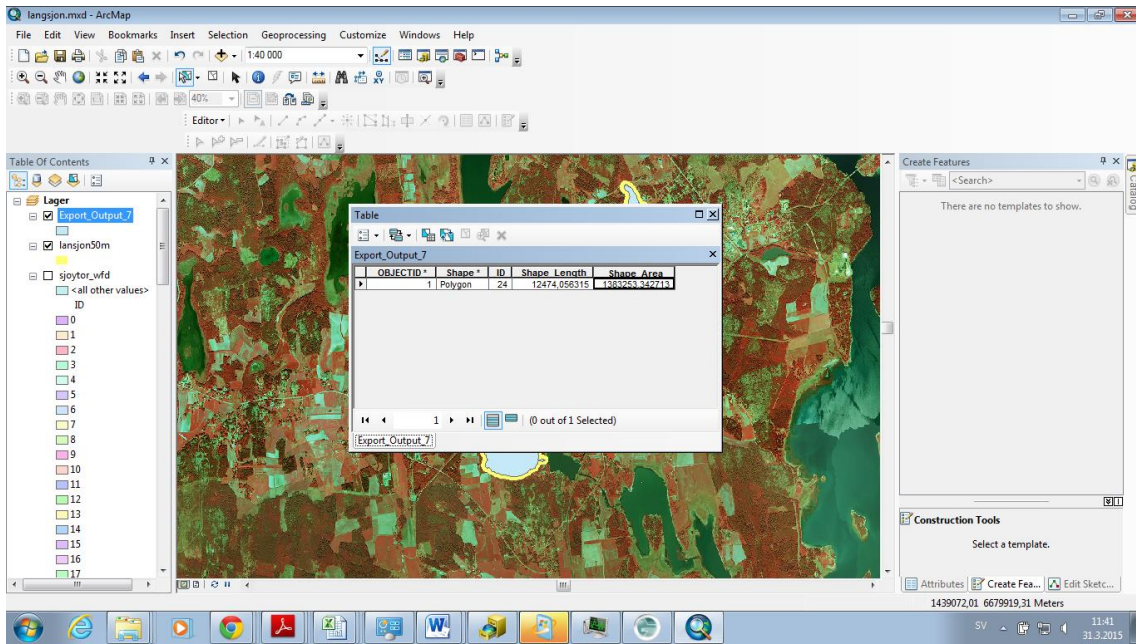
Högerklicka på lagret i table of contents, välj properties, symbology, unique values enligt id/fid, ta add all values.



Därefter skapas enskild shapefil från förekomstslagret genom att klicka på select features i marginalen, välj enskild förekomst, högerklicka på förekomstslagret i table of contents, välj alternativet data och export data, och välj slutligen att använda frame of the feature - alternativet och lägg till i nuvarande karta.

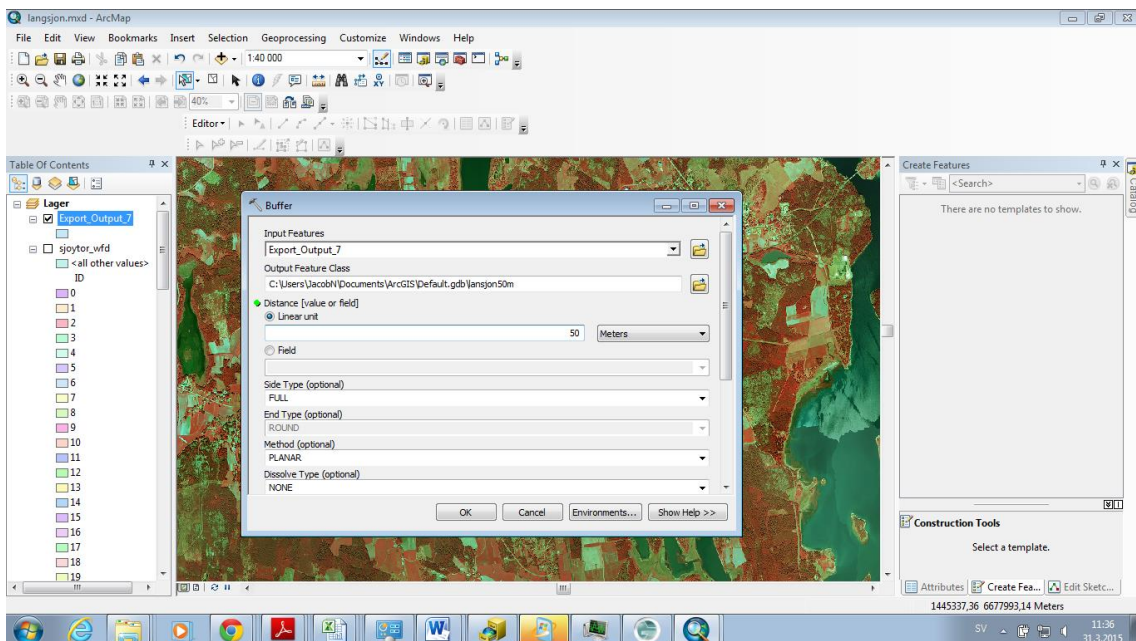


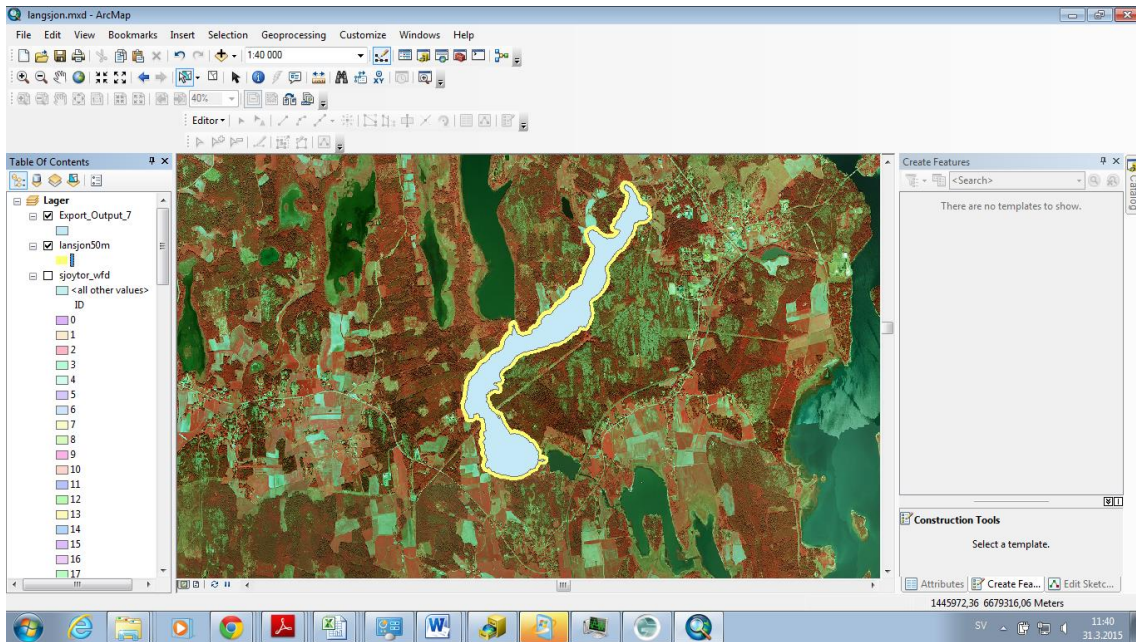
Förekomstens area kan erhållas genom att skapa ett nytt attribut med formatet double i ArcCatalog och sedan tillämpa funktionen ”calculate geometry” i filens attributtabell i ArcMap.



1.2 Skapa närområdet

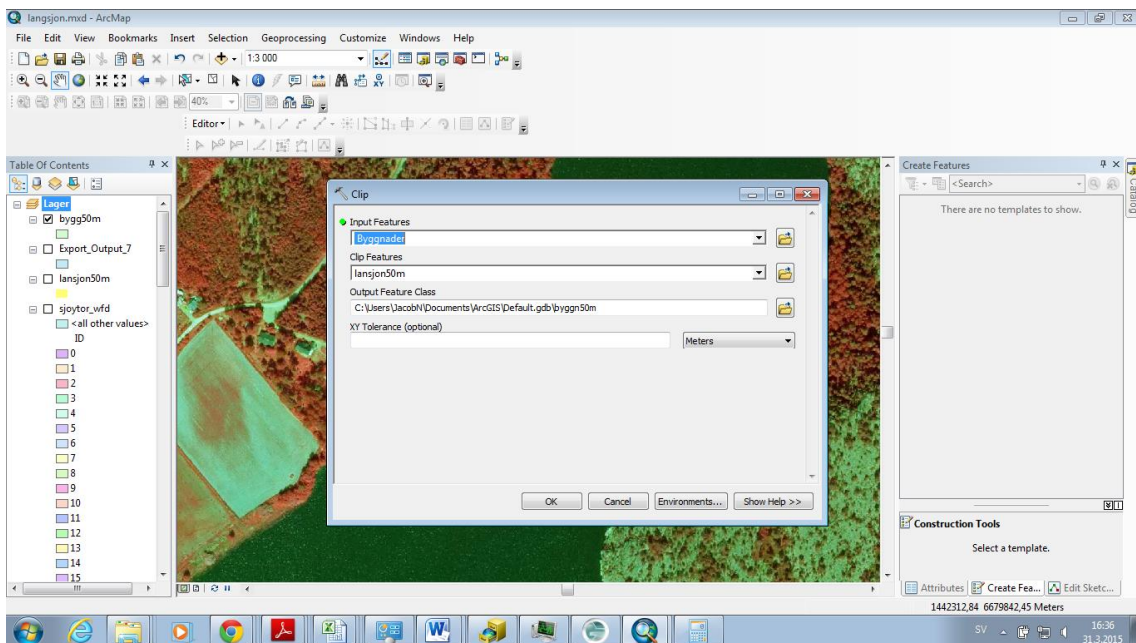
Skapa ett 50 meters närområde till förekomsten genom att använda verktyget buffer från geoprocesses-menyn. Välj bufferavstånd 50 meter. Detta skapar en ny shapefil med samma form som förekomsten men utvidgad 50 meter. Närområdets area fås genom att subtrahera förekomstens area från den utvidgade shape-filen.





1.3 Andel påverkad yta

Använd clip tool under geoprocesses för att extrahera rätt data från närområdet. Input feature ska vara underlager från terrängdatabaslagret, clip feature ska vara bufferpolygonen.



1.4 Jordbruksmark

Med verktyget clip extraheras data från terräng1 från grundkartan enligt ovan.

Luokka 32600, 32611 och 32612 är åkermark. Klicka på select by attributes och väljs: luokka = 32611, 32611 och 32612 med hjälp av "unique values". Räkna sedan ut summan av delareorna genom att öppna attributtabelen, markera shape_area, högerklicka på titelraden och välj statistics.. För att visa endast jordbruksmark i kartan; högerklicka på klippt lager, välj properties, add all values (luokka), och remove för de "luokka" som inte skall synas.

vastrahamnen_kartor3.mxd - ArcMap

Select by Attributes

Enter a WHERE clause to select records in the table window.

Method: Create a new selection

OBJECTID
TEKSTI
RYHMÄ
LUOKKA
TASTAR

Like: 32421
32611
And: 32800
32900
Or: 34100
35300
Not: 34100

SELECT * FROM vh_aker WHERE:
LUOKKA =

Apply Close

Table

OBJECTID	Shape	TEKSTI	RYHMÄ	LUOKKA	TASTAR	KORTI
1	Polygon		64	34100	20000	
2	Polygon		64	34100	20000	
3	Polygon		64	34100	20000	
4	Polygon		64	34100	20000	
5	Polygon		64	34100	20000	
6	Polygon		64	34100	20000	
7	Polygon		64	34100	20000	
8	Polygon		64	34100	20000	
9	Polygon		64	34100	20000	
10	Polygon		64	34100	20000	

0 out of 38 Selected

1439783,27 6664205,79 Meters

SV 11:33 7.3.2015

vastrahamnen.mxd - ArcMap

Select by Attributes

Enter a WHERE clause to select records in the table window.

Method: Create a new selection

OBJECTID
TEKSTI
RYHMÄ
LUOKKA
TASTAR

Like: 12141
12313
12314
12316
Or: 16511
16521
Not: 16521

SELECT * FROM vh_vag WHERE:
LUOKKA < 16511

Apply Close

Selection Statistics of vh_vag

Field: Shape_Length

Statistics:

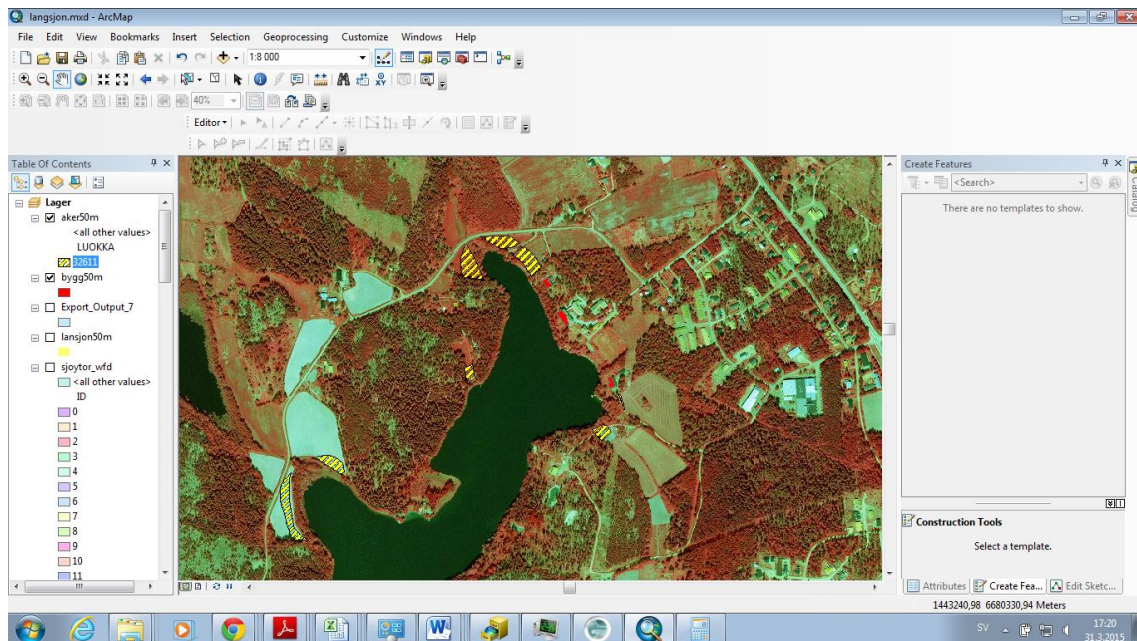
- Count: 89
- Minimum: 0,705477
- Maximum: 327,012966
- Sum: 6169,250523
- Mean: 69,317422
- Standard Deviation: 116,478813
- Nulls: 0

Frequency Distribution

0 out of 98 Selected

1440180,16 6667365,61 Meters

SV 12:10 14.4.2015



1.5 Vägar

Vägdata finns endast i formatet polylines, varför en area inte går att beräkna enligt ovan. Istället klipps lagret trafikförbindelselinje från terrängdatabasen och det separata lagret digiroad med buffertpolygonen. Den totala längden väg i närområdet fås från klippt trafikförbindelselinje genom att göra urvalet i attributtabelen: luokka < 16511 (väljer bilvägar) och sedan beräkna statistik. Medelbredden genom att tillämpa statistikfunktionen på kolumnen ”dyn arvo” i tillklippt digiroadlager. Vägarnas area fås genom att multiplicera medelbredd med längd.

1.6 Byggnader

Antal byggnader och deras area erhålls genom att klippa lagret byggnader från terrängdatabasen och sedan avläsa informationen från attributtabelen.

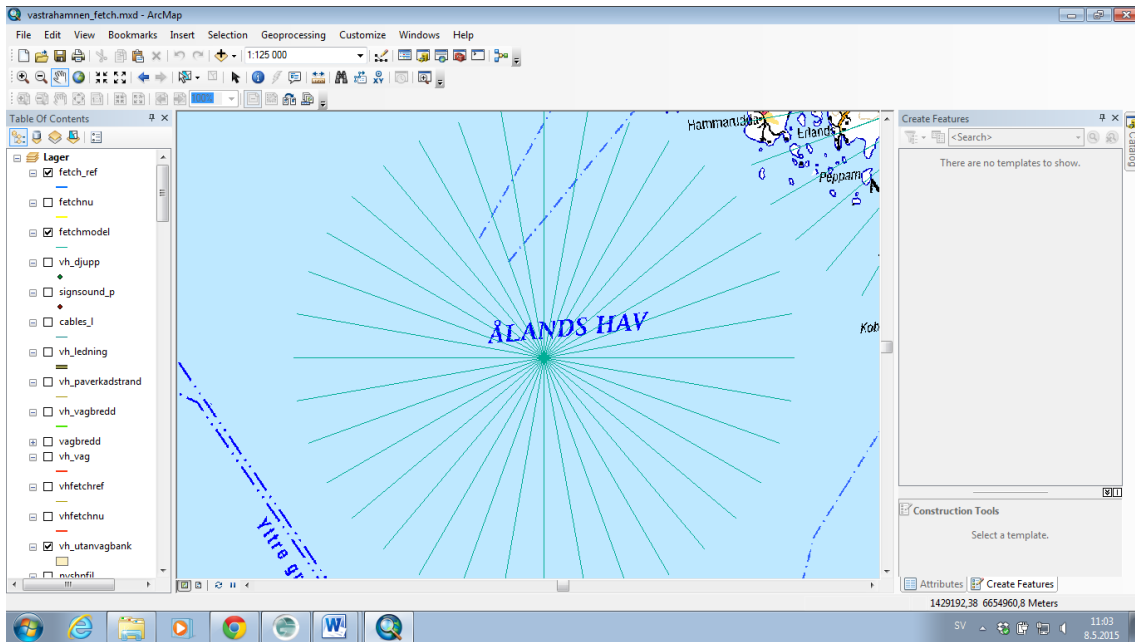
2. KONSTGJORD STRANDLINJE

Konstgjord strandlinje fås genom att klippa terrängrinje 1 med buffertpolygonen, göra ett urval enligt attribut: luokka = 30100 och sedan beräkna statistik för detta urval.

3. STRYKLÄNGD

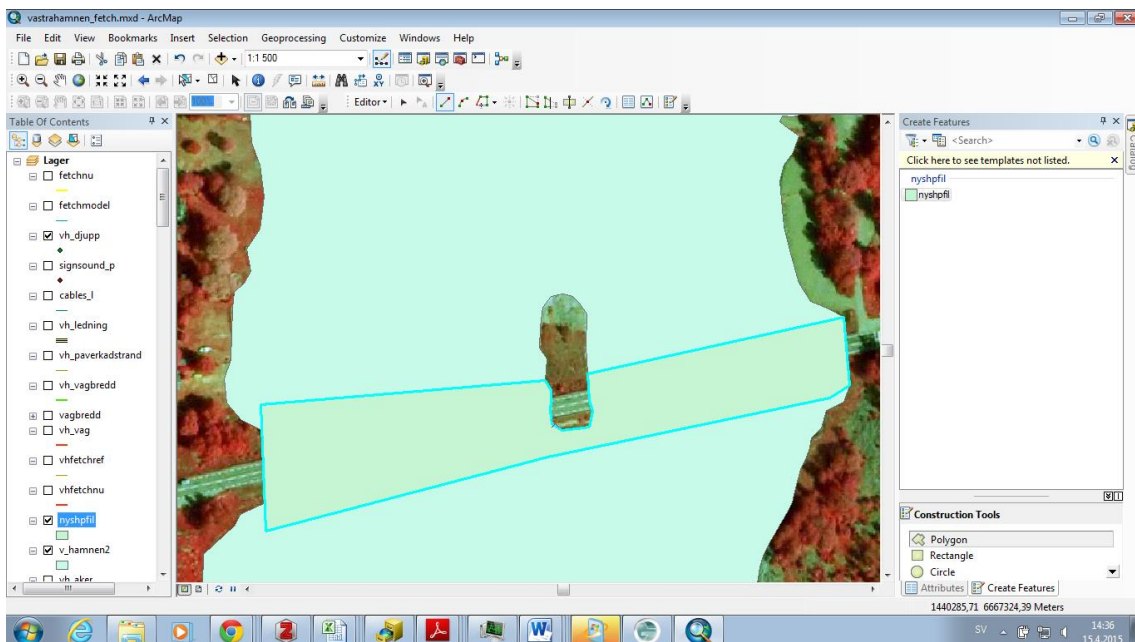
Metod modifierad från Ekeboom et al. (2003):

Skapa en polyline shape-fil i ArcCatalog och infoga i ArcMap. Högerklicka på filen i menyn och välj ”start editing”. Klicka ut en mittpunkt, högerklicka en bit ifrån, välj ”direction/length” och välj 2000m och riktning, sedan högerklicka och finish sketch. Upprepa 35 gånger med 10 graders intervall från mittpunkten för att skapa en stjärna. Håll sedan ned shift och markera samtliga linjer med pilverkyget, klicka på editorfliken och välj Union varefter en kopia skapas. Denna kan därefter flyttas efter behov. Upprepa vid behov för flera kopior.

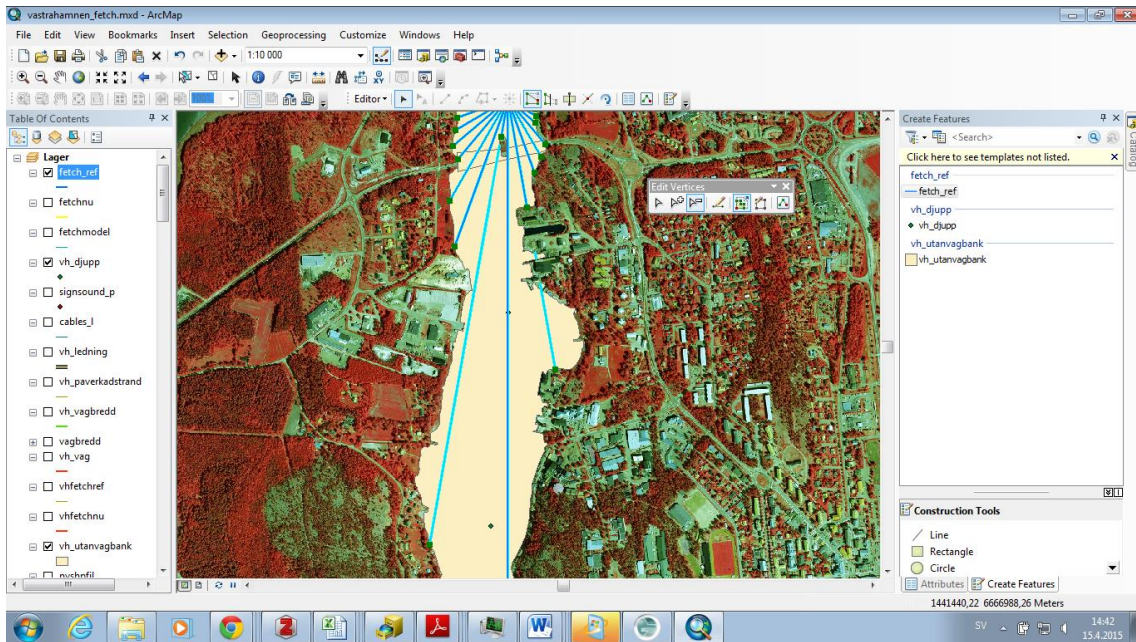


Placera därefter ut denna eller dessa kopior på lämplig plats i förekomsten. Välj därefter ”geoprocessing” i huvudmenyn och verktyget ”clip” två gånger:

- 1) input: polyline shape-file, clip feat: vattenförekomst shape-file oförändrad
- 2) input: polyline shape-file, clip feat: vattenförekomst shape-file referensförhållande (= vägbankar och annat har tagits bort genom att skapa ny shape-fil och rita över aktuell vägbank eller område och sedan ta ”merge” med förekomstfilen).



Välj sedan edit för respektive nytt skapat lager, välj editorpilen och dubbelklicka på en av templates, välj därefter delete vertex och ta bort de sträckor som skärs av landmassor genom att dra en rektangel runt deras ändpunkter. Upprepa för alla kopior.

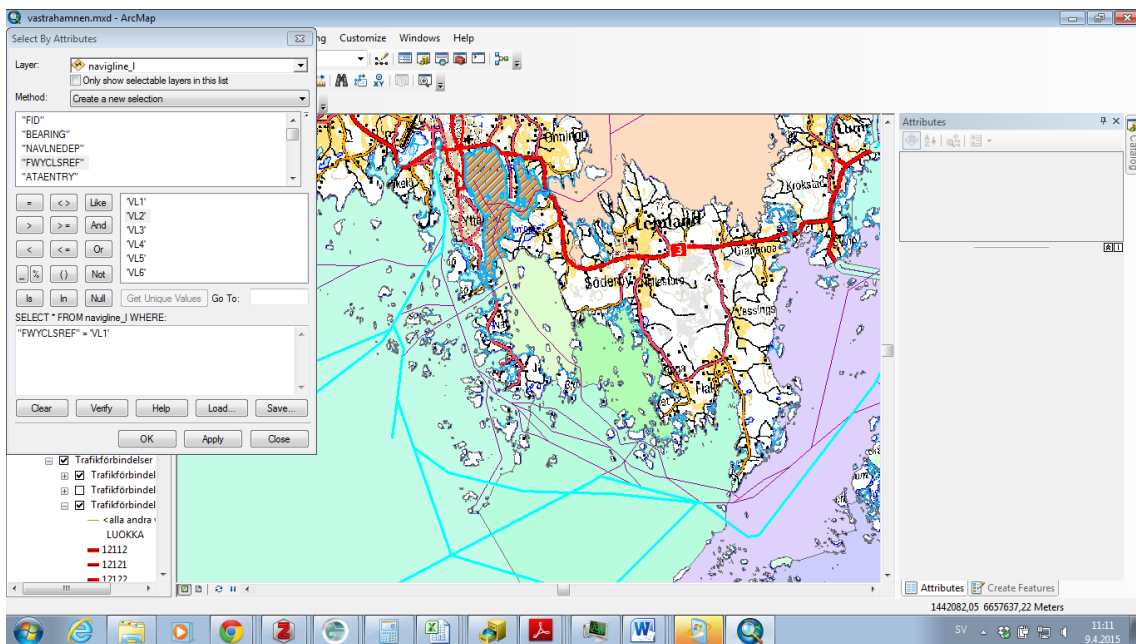


Högerklickar därefter på respektive lager i menyn, välj ”attribute table”. Här visas nu redigerad stryklängd för opåverkat referensförhållande respektive påverkat.

Idealt skulle vara att detta kopior utplacerades med så litet intervall som möjligt längs strandlinjen för hela förekomsten, men detta jobb är orimligt att göra för hand, varför, ett Arc-script i så fall bör skapas.

4. FARTYGS PÅVERKAN

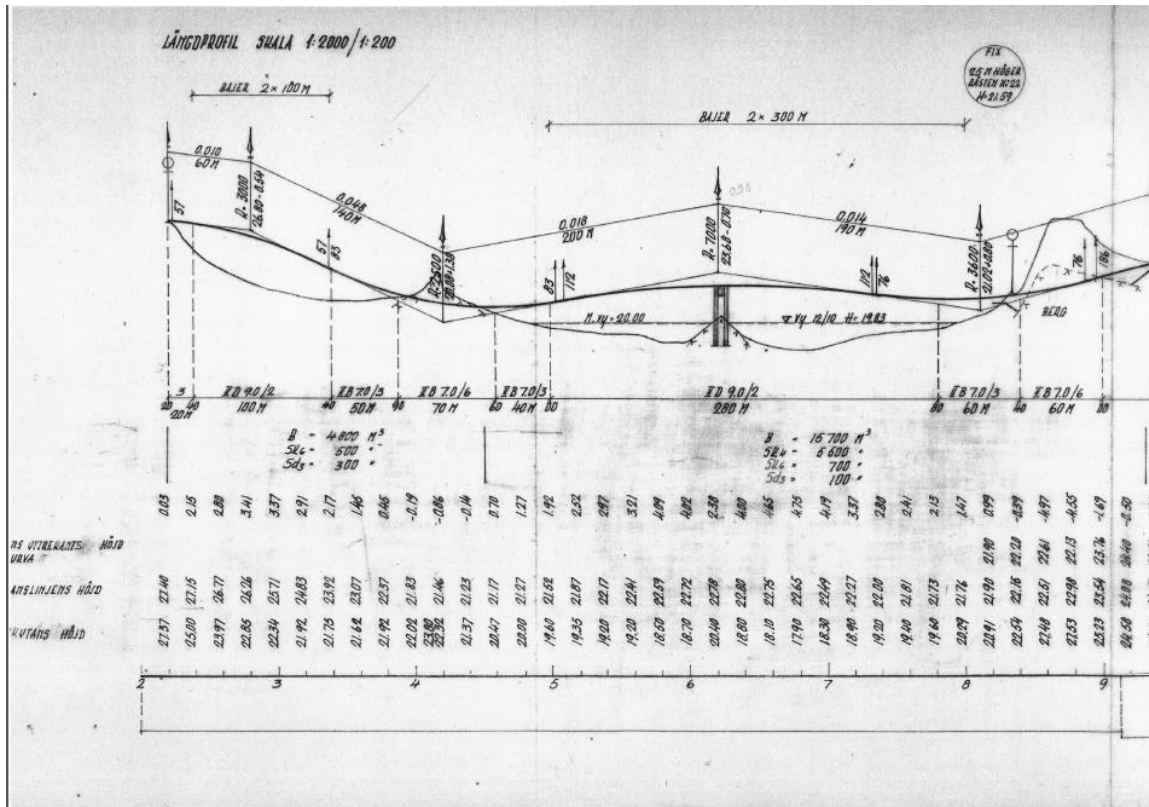
Lägg till shape-filen navigline_1 i kartan. Gör ett urval: FWTCLSREF = VL1, vilket väljer de primära handelsfarlederna.



Exportera urvalet till ett eget lager och skapa buffertzona på 500 meter för detta lager. Klipp därefter lagret med vald förekomst shape-fil vilket då ger påverkad area i förekomsten. Detta kan utföras för andra farledstyper med då eventuellt mindre buffertzoner.

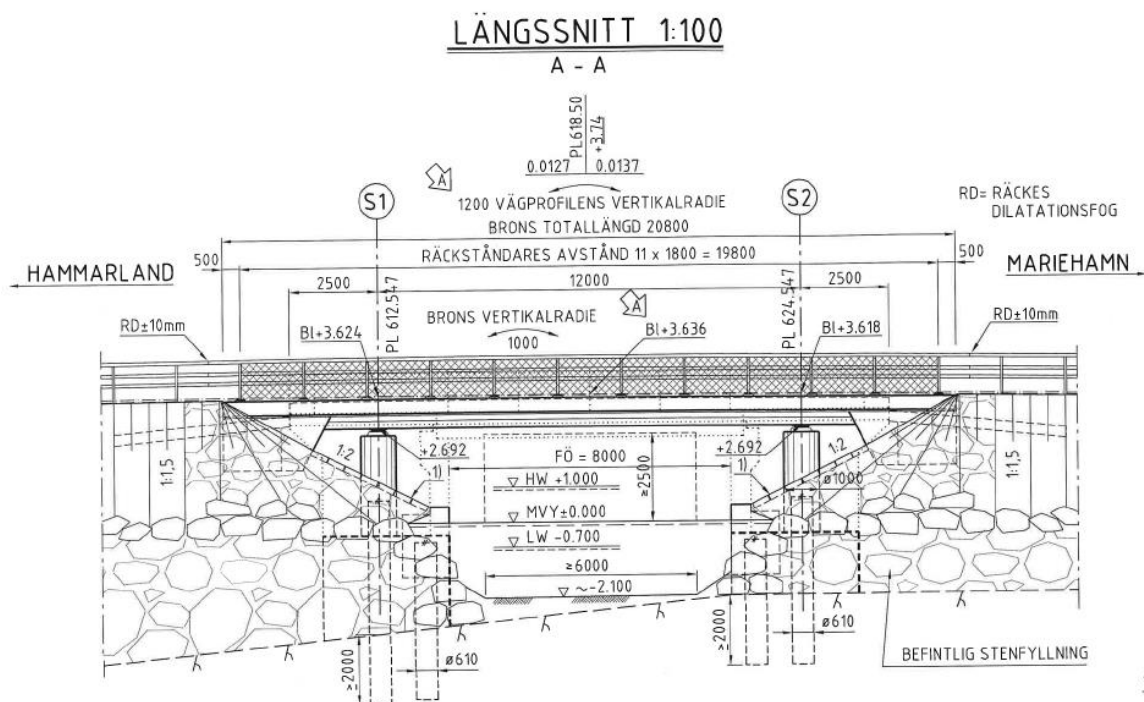
BILAGA II: BERÄKNINGAR AV TVÄRSNITTSAREOR

1. VÄSTRA HAMNEN, REFERNSTILLSTÅNDET



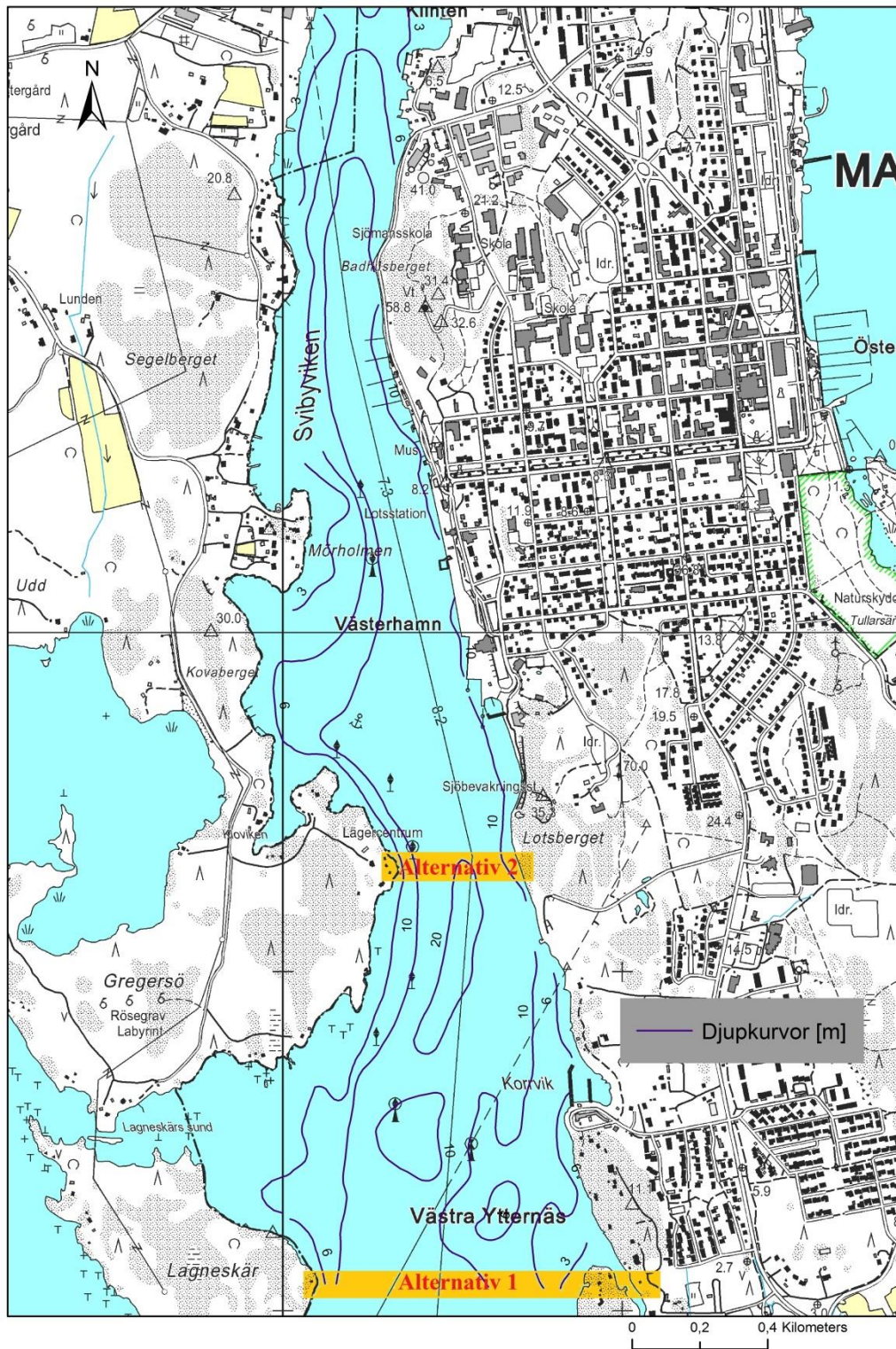
Djup [m], lodat var 20e meter	
	0,4
	0,65
	0,8
	0,8
	1,5
	1,3
	-0,4
	1,2
	1,9
	2,1
	1,7
	1,1
	0,8
	0,6
	0,4
Medeldjup [m]	0,99
Sundets bredd [m]	300
Tvärsnittsarea [m²]	297

2. VÄSTRA HAMNEN, NULÄGET



Brohålets tvärsnittsarea vid medelvattenstånd: $(2,1 \text{ m} \times 8 \text{ m}) - (2 \text{ m} \times 0,5 \text{ m}) = 15,8 \text{ m}^2$

3. EXPONERINGSGRAD FÖREKOMSTA VGRÄNSNING



Tvärsnittsarean beräknades i sektioner där konstant lutning antogs mellan två djupkurvor.

Djup [m]	Längd [m]	Area [m ²]
3	66	99
3	50	75
4	162	324
1	224	112
1	224	112
4	32	64
6	23	69
3	50	150
6	162	972
10	224	2240
10	224	2240
6	32	192
		6757

Exponeringen alternativ 1: $100 \times 6757 / 2530000 = 0,27$

Exponeringen alternativ 2: $100 \times 5250 / 1440000 = 0,36$