



Självständigt arbete (examensarbete), 15 hp, för  
Kandidatexamen i Landskapsvetenskap  
VT 2017

**Skapa grön infrastruktur för  
nyckelbiotoper med kantzoner runt  
värdefulla Vatten.**

GIS-analys i Dalarna för  
bättre biodiversitet i skogsbruket.

Jesper Österling.

**Författare**

Jesper Österling

**Titel**

Skapa grön infrastruktur för nyckelbiotoper med kantzoner runt värdefulla vatten – GIS-analys i Dalarna för bättre biodiversitet i skogsbruket.

**Handledare**

Nils Wallin & Joachim Regnéll

**Examinator**

Magnus Thelaus

**Abstract**

Denna studie undersöker förslaget att kombinera utökade kantzoner med nyckelbiotoper med en matrix av hyggesfri skog. Om det här förslaget hade varit framgångsrikt i praktiken hade det medfört många fördelar för biodiversiteten i skogar och vattendrag. Genom analys med GIS-program analyserar studien ifall nyckelbiotoper har en tendens med att ligga nära vatten, och hur mycket skog och nyckelbiotop hade inkluderats i ett antal hypotetiska utökade kantzoner. Studiens resultat visar dock att det inte finns ett kausalt samband med att nyckelbiotoper skulle ligga nära vatten, och mängden skog och nyckelbiotop som skulle ha inkluderats i de hypotetiska kantzonerna är försumbart.

**Ämnesord**

Landskapsvetenskap, hyggesfri, hyggesfritt, skogsbruk, riparian, buffer, nyckelbiotop, kantzon

# Innehåll

1. Introduktion .....	4
1.1 Syfte.....	10
1.2 Frågeställningar .....	10
2. Metod.....	10
2.1 Metoder .....	10
2.2 Bakgrundsmaterial och datainsamling .....	11
3. Resultat .....	14
3.1 Korrelation med vatten. ....	14
3.2 Översikt av statistik för kantzonalternativen. ....	16
4. Diskussion .....	17
4.1 Frågeställning (1).....	17
4.2 Frågeställning (2), (3) och (4).....	18
5. Slutsatser .....	20
Referenser.....	22

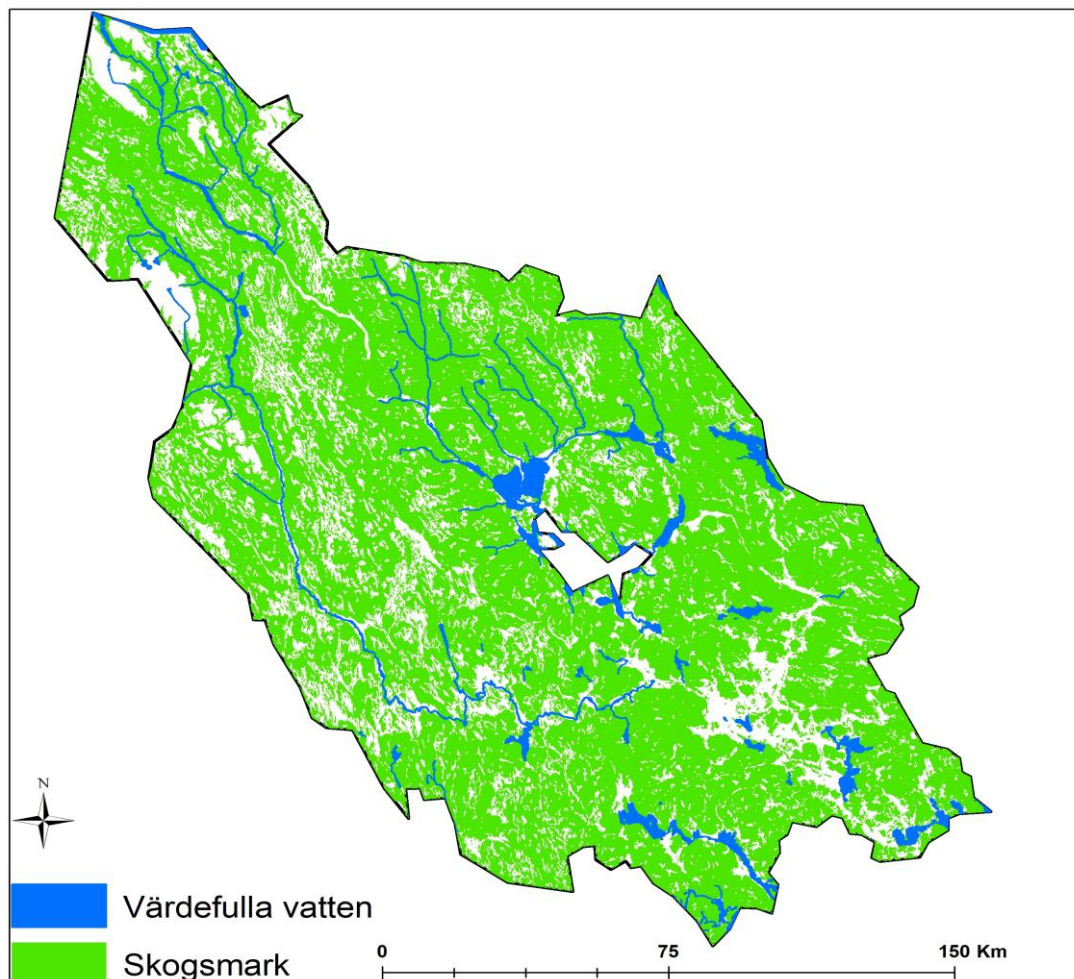
# 1. Introduktion

För att skydda Sveriges sjöar och vattendrag har Sveriges regering satt upp miljömålet *Levande sjöar och vattendrag* (Havs- och vattenmyndigheten 2014), och som en del av arbetet med det miljömålet har Naturvårdsverket, Fiskeriverket, och Riksantikvarieämbetet utnämnt de mest värdefulla sötvattensmiljöerna i Sverige till *Värdefulla vatten* (Havs- och Vattenmyndigheten 2014). Värdefulla vatten, till skillnad från vanliga vatten, karaktäriseras av ”en låg grad av ingrepp, intakt strandmiljö, naturliga flödesförhållanden samt omväxlande och naturliga vattenmiljöer.” (Länsstyrelsen Östergötland u.å.). Miljömålet *Levande skogar* syftar till att skydda skogen. Ett sätt att skydda sötvatten och värdefulla vatten är *kantzoner* av vegetation längs med vattendrag. Ett sätt att skydda skogens värden är att skydda nyckelbiotoper, vilka utgör ’hotspots’ för biologiska värden i skogen, genom att ge dem buffertzoner.

I denna studie undersökte jag ett förslag om att kombinera ett skydd för både Värdefulla vatten och skogens nyckelbiotoper. Förslaget går ut på att ha en bred kantzon runt Värdefulla vatten, som är så bred att den omfattar nyckelbiotoper i skogen och skapar en korridor för migration, s.k. grön infrastruktur, och spridning av arter mellan nyckelbiotoperna och utgör en buffert för nyckelbiotoperna så att de undgår skadliga kanteffekter.

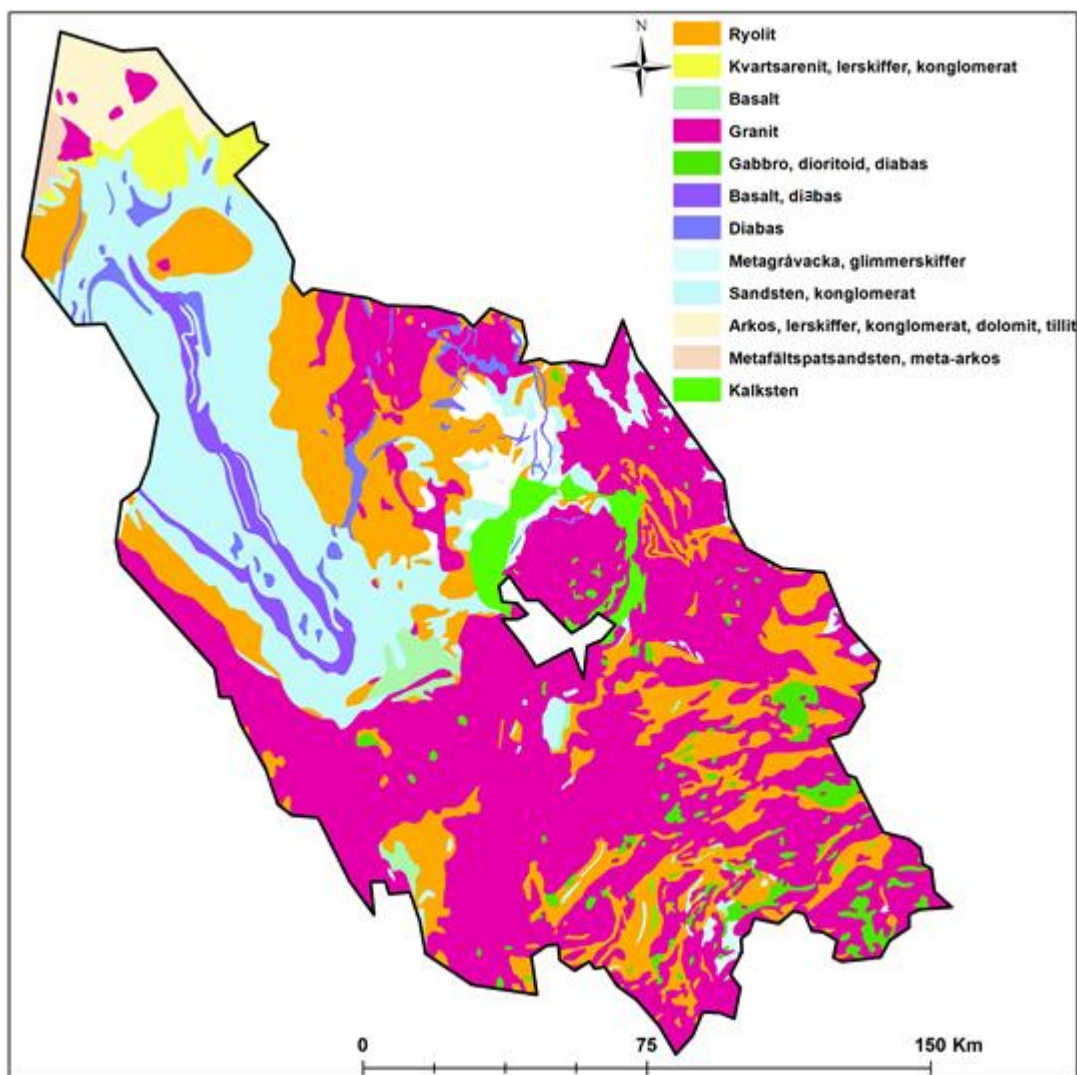
I detta arbete kommer länet Dalarna agera som studieområde. Dalarna är ett län i mellersta Sverige på 28 000 km<sup>2</sup> där det bor 277 000 personer (Länsstyrelsen Dalarnas Län u.å. a). Av Dalarnas totala areal av 28 000 km<sup>2</sup> är 19 040 km<sup>2</sup>, 67%, produktiv skogsareal (Skogsstatistik årsbok 2014). De två vanligaste skogstyperna i Dalarna är respektive tallskog och sedan granskog. Endast en liten del är ren lövskog (Länsstyrelsen Dalarnas Län u.å. b). Dalarna har mycket sjöar och vattendrag. Ungefär 7% av länets yta består av vatten, och länet har runt 6000 sjöar (Länsstyrelsen Dalarnas Län u.å. c).

Figur 1. Karta över Dalarnas län med skogen och länets värdefulla vatten. Bakgrundskarta: GSD-Översiktskartan © Lantmäteriet diariennr. 2012/892.



Dalarna har intressant geologi. Runt Siljanssjön är det fanerozoisk kalksten från ordovicium och silur, samt silurisk orsasandsten, lerskiffer och lersten (Andréasson 2006; Lindström, Lundquist, Lundquist, Calner, Sivhed 2011). Siljansjöns unika geologi är ett resultat av ett stort meteoritnedslag, någon gång 360–400 miljoner år sedan (Wastenson & Curt 1994). I nordväst är ett bälte av Dalasandsten (Loberg 1999).

Figur 2. Karta över Dalarnas bergarter. Notera kalkstenen runt siljansjön och dalasandstensbältet i nordväst. Bakgrundskarta: SGU © berggrundskartan 1:1 miljon.



Med tanke på att bara ungefär 1,6–3,5% av rikets skog (2,4–2,7% i Dalarna) är idag officiellt skyddad (Oldhammer & Hedmark 2016), hade ett förslag som detta inneburit ett steg framåt för att uppfylla mål 11 i Nagoyaprotokollet, att 17% av alla land och sötvattensområden ska vara officiellt skyddade.

Kantzoner (Eng: Riparian buffer strips) är långa remsor eller *buffertar* av vegetation, såsom gräs eller träd, längs med vattendrag. Dess primära uppgift är att skydda vatten och vattenorganismer från hot relaterade till mänsklig markanvändning, men har även nytta för vissa landorganismer. Kantzonen är en typ av ekoton, där vattnets ekosystem överlappar med det omgivande landskapets ekosystem (Wenger 1999) och har därmed hög biologisk mångfald (Malanson 1993; Gregory et. al. 1991; Odum 1978). Utöver

kantzons egna biologiska mångfald skyddar kantzonen vattenkvaliteten genom att fånga upp föroreningar från bekämpningsmedel, fånga upp fosfor, kalium och kväve från gödningsmedel, fånga sediment och stabilisera stranden (Lowrance et. al. 1984; Lowrance et. al. 1986; Peterjohn & Corell 1984; Pinay & Decamps 1988). Kantzoner skyddar också vattenlevande organismer genom ökad skugga, organiskt material, och död i vattnet (May et. al. 1997; Murphy et. al. 1986; Abelho & Graça 1996; Karr & Schlosser 1978; Baltz & Moyle 1984). Att upprätta en kantzon, som är smal men uppfyller många funktioner och har hög biodiversitet är därmed ett effektivt sätt att skydda den biologiska mångfalden (Wenger 1999).

Kantzoner kan agera som korridorer för migration av arter. Men forskningen om kantzons roll som korridor, och om korridorer överlag, är inte enhällig om dess effektivitet som ett verktyg för bevarandebiologi (Fischer & Fisichenich 2000, Niemelä 2001). Dock finns det viss stödjande forskning om att korridorer överlag är ett användbart verktyg för bevarandebiologi (Décamps 1984; Ward 1998). Csuti (1991) föreslår att korridorer bör vara 1,2–6,5km bred för att vara en bra korridor, och Harris & Scheck (1991) säger 100m- 1000m. Därför hanterar jag i studien även tämligen breda kantzoner, som 500, 700 och 1000 meter breda. När man räknar kantzonen på båda sidor av vattendraget blir den totala bredden på vegetationen (och därmed korridoren) dubbelt så bred, upp till 2km.

En kantzons effektivitet beror på dess vidd relativt till vad den ska skydda. Att välja en kantzon blir ofta en avvägning mellan att skydda biodiversiteten och att ockupera ekonomiskt värdefull mark, då en för smal kantzon ger otillräckligt skydd, medan en för bred inskränker markens potentiella produktivitet som t.ex. jordbruksmark (Broadmeadow & Nisbet 2004). På grund av avvägningen mellan skydd/produktivitet i skogen valde jag att bara studera kantzoner runt *Värdefulla Vatten*, ett urval av Sveriges mest skyddsvärda vatten. Rekommendationen från Skogsstyrelsen för kantzoner i skogsbruket är något oklar. I skogsstyrelsens broschyr *Hänsyn till vatten* (2014) nämns 10m flera gånger som en kantzon för att hindra körskador, mattillförsel för vattenorganismer, och ett område där markberedning inte utförs. För dessa syften kan 10m räcka (Fischer & Fisichenich 2000), men det rekommenderas också kantzoner bredare än så, speciellt ifall kantzonen sluttar, eller det är en ogynnsam jordart. För kantzoner upprättade i syfte för att skydda habitat för både landorganismer och

vattenorganismer är rekommendationen ofta att ha dem bredare än 10m (Wenger 1999; US Army Corps 1991; Fischer & Fischenich 2000; Broadmeadow & Nisbet 2004). Till exempel för fisk är ofta 30m en lämplig bredd på en kantzon (US Army Corps 1991; Broadmeadow & Nisbet 2004; Fischer & Fischenich 2000).

Med detta i åtanke är 10m kantzonsbredd för smal i jämförelse med många av de rekommendationer för att skydda vatten som ges inom den befintliga forskningen om kantzoner (Wenger 1999; Broadmeadow & Nisbet 2004; Fischer & Fischenich 2000; US Army Corps 1991). Den är också för kort för att agera som effektiv korridor (Csuti 1991; Harris & Scheck 1991). I studien kommer 10m ses som *nollalternativ*, det kantzonalternativ som alla andra kantzonalternativ kommer jämföras med.

För att en kantzon ska uppfylla sina funktioner kan det inte vara hål i kantzonen (Wenger 1999), vilket kan uppstå i och med kalhyggen. Därmed skulle en kantzon i bästa fall vara förvaltd med hyggesfritt skogsbruk. Hyggesfritt skogsbruk är en samlingsterm för de avverkningsmetoder som inte innebär ett kalhygge (Skogsstyrelsen u.å.; Cedergren 2008). Fördelen med hyggesfritt skogsbruk är att det är skonsamt mot den biologiska mångfalden (Palmér 2015; Jonsson 2015; Skogsstyrelsen u.å.), speciellt där arbetet med bevarandet av den biologiska mångfalden kan dra förmån av de hyggesfria skogsbruksmetoderna (Klingström 2014) och är gynnsamt för rekreationsvärden, kulturvärden, sociala värden i skogen samt rennäringen (Palmér 2015; Jonsson 2015; Skogsstyrelsen u.å.).

Nyckelbiotoper är områden i skogen där man hittar eller förvänta sig rödlistade arter (Hansson 2001) och ligger som små öar i landskapet, isolerade från varandra. Nyckelbiotoper ofta behandlas som små 'hotspots', medelstorlek 4.6 ha i Sverige, för biodiversiteten (Timonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J. S. & Mönkkönen, M. 2010). Dessutom anses små ytor skog med höga ekologiska värden vara kostnadseffektiva att skydda (Lindenmayer & Franklin 2002; Wikberg et. al. 2009). Nyckelbiotoper kännetecknas av signalarter inom mossor, lav och svamp (Hansson 2001).

Dock lider nyckelbiotoper ofta av negativa kanteffekter, som förändrad temperatur, solinstrålning, och vind, som uppstår när skogen intill nyckelbiotopen blir kalhyggen. Därför är det vanligt att man har en buffert av skog mellan kalhygget och nyckelbiotopen, för att effektivt lindra kanteffekter (Reute, Snäll, Jonsson, Jönsson 2016).



Med ovanstående kopplat till att det finns belägg för att nyckelbiotoper fungerar bra när de inkluderas i nätverk (Laita, Mönkkönen & Kotiaho 2010), skulle det förefalla som att det hade varit en god idé att utöka bredden på dagens kantzoner. Detta för att skapa ett nätverk eller infrastruktur för nyckelbiotoper inom en matrix av hyggesfri skog för att främja utbytet av organismer mellan nyckelbiotoper. Ifall ett sådant projekt hade varit framgångsrikt, hade man 'slagit flera flugor i en smäll'. Man hade förbättrat skyddet av vattendrag genom att optimera bredden på kantzonen och addera ett permanent hyggesfritt element, det hade blivit en korridor längs med vattnet och nyckelbiotoper som hamnade inom kantzonen hade varit skyddade från kanteffekter.

Detta kräver att nyckelbiotoper har en tendens att ligga nära vatten, annars blir argumentet för att ha hyggesfria korridorer just längs med vatten svagare. Om tendensen inte existerar hade korridoren kunnat ligga var som helst och därmed hade den förslagna kombinationen varit delvis meningslös. Lite grundläggande förarbete inför studien verkade bekräfta tendensen, och därmed introducerar studien dess hypotes, med 3 led, vilket ligger som grund för dess frågeställningar:

Att eftersom i...

- (1) Kalhyggen är skadliga för biodiversiteten inom nyckelbiotoper och värdefulla vatten, och
- (2) nyckelbiotoper fungerar bra som ett nätverk, och
- (3) nyckelbiotoper har en tendens att ligga nära vattendrag,

... Är det därmed rimligt att anta att man hade kunnat skapa ett nätverk av nyckelbiotoper inom en matrix av hyggesfri skog inom kantzonen för ett vattendrag.

Därmed blir studiens syfte att undersöka rimligheten i att implementera bredare kantzoner av hyggesfri skog för att skydda nyckelbiotoper och värdefulla vatten och där genom upprätta en grön infrastruktur mellan nyckelbiotoperna. Jag gör detta för att först bekräfta hypotesens tredje led, att det finns en tendens att nyckelbiotoper ligger nära vatten (se resultatdel 3.1). Detta är viktigt eftersom ifall hypotesen inte stämmer, faller även delvis vitsen med att ha kantzoner vid just vattnet. För då hade man kunnat ha kantzoner var som helst i skogen och skyddat lika mycket nyckelbiotop per km<sup>2</sup>. Men det är viktigt att notera att även om nyckelbiotoper inte har en tendens i att ligga nära vatten har kantzonen en viktig bevarandebiologisk funktion i sig själv när det gäller att skydda vatten. Led (1) och (2) har redan vetenskapligt stöd, vilket presenterades i introduktionen. Jag kommer undersöka och jämföra hur mycket potentiell skog och nyckelbiotop hade

inkluderats under ett antal alternativ för utökade kantzoner (se resultatdel 3.2). Detta kommer ge studien en grund för att diskutera rimligheten av förslaget.

## 1.1 Syfte

Syftet med studien är att undersöka hur kantzoner av olika bredd skulle kunna användas för att förbinda nyckelbiotoper med varandra och därmed bidra till att skapa en grön infrastruktur för hotade landlevande organismer. De kantzonsbredder som tillämpats i studien är 10m (noll-alternativet), dynamisk vidd (beroende på vad som är skyddsvärt i vattnet), 200m, 500m, 700m och 1000m. Dessa kantzonsbredder har jämförts för frågeställning 2-4, som presenteras längre fram. Frågeställning 1 syftade till att besvara led (3) i introduktionens hypotes.

## 1.2 Frågeställningar

- (1) Har nyckelbiotoper en tendens att ligga nära vatten?
- (2) Hur stor areal skog blir skyddat inom kantzonerna?
- (3) Hur stor areal nyckelbiotop blir skyddat inom kantzonerna?
- (4) Hur stor andel av Dalarnas nyckelbiotoper kan bindas till de nya kantzonerna?

# 2. Metod

## 2.1 Metoder

Studien är kvantitativ med fokus på statistik, och det som går att fysiskt mäta för att besvara frågeställningarna. Statistiken använder sig av ett stort antal objekt för att skapa en generell överblick, snarare än att studera ett mindre antal objekt för en djupstudie. Jag försökte också medvetet motbevisa frågeställning (1) för att ytterligare pröva frågeställningens grad av sannolikhet.

Introduktionens hypotes med tre led utgör kärnan i studien. För led (1) & (2) fanns det redan vetenskapligt stöd, men för led (3) fanns det inte stödande forskning. Men i förbigående hade jag misstanke om att led (3) skulle stämma, att det fanns en tendens att nyckelbiotoper ligger nära vatten och mitt förarbete innan studien påbörjades verkade bekräfta detta.

Jag använde mig av en kvantitativ forskningsmetod eftersom den tillåter att stora mängder data snabbt blir insamlat och analyserat. Detta är dessutom till fördel för GIS-analyser som använder program för att analysera stora mängder data, vilket ger synergi mellan forskningsmetoden och metoden för analys.

## 2.2 Bakgrundsmaterial och datainsamling

Studiens material kom från offentliga databaser, vilket blev grunden för datainsamlingen i studiens resultatdel. Allt GIS-material blev hanterat i ArcMap 10.1. Materialet var följande:

(1) Vektorlager över vattenytor och skog från GSD-Översiktskartan (© Lantmäteriet, diari.nr. 2012/892). Från lagret över skog subtraherades den skog som var skyddad av områdesskydd eftersom den skogen är lagligt skyddad är kalhyggen inte aktuella på den, och är därmed inte relevant för studien. Vektorfilerna för områdesskydden kom från Länsstyrelsen Dalarna Nationella Geodatabas.

En brist med att använda Lantmäteriets GSD-Översiktskarta istället för GSD-Terrängkartan eller GSD-Fastighetskartan är att Översiktskartan är mindre detaljerad än Terrängkartan och Fastighetskartan. Detta blir ett problem när jag ska göra en near-analys av nyckelbiotopernas avstånd till närmaste vatten, då inte alla vattendrag som finns i verkligheten är representerade i Översiktskartan. Dock ska det noteras att det är främst mindre vattendrag som inte finns med. Ett problem med att använda Terrängkartan och Fastighetskartan är de inte levereras i en sådan storlek att man kan använda en karta för hela Dalarnas län. Utan då hade jag varit tvungen att ”skarva” ihop ett tiotal Terrängkartor eller Fastighetskartor i ArcMap 10.1 för att få en enda hel karta över Dalarna. Därmed blev det en avvägning mellan detaljrikedom och tid. Dessutom är det rimligt att det bara är de större vattendragen som betydligt påverkar nyckelbiotopernas växlighet, och på så sätt är de små vattendragen som inte är med i översiktskartan inte heller speciellt relevanta för studien.

(2) Två vektorlager av nyckelbiotoper från skogsdataportalen (Skogsstyrelsen ©). Det första var: *Nyckelbiotoper – Skogsstyrelsen*: ett generellt lager om nyckelbiotoper. Det andra var: *Nyckelbiotoper – Storskogsbruket*: en nyckelbiotopsinventering på markerna som tillhör företagen Bergvik, Holmen, ASSI och Sveaskog. Studien använder båda

lagerna för att få en heltäckande representation av landskapets nyckelbiotoper som möjligt.

(3) Lager över 'värdefulla vatten' och 'särskilt värdefulla vatten' från Havs- och vattenmyndigheten. Termen *Värdefulla Vatten* inkluderar både 'värdefulla vatten' och 'särskilt värdefulla vatten'. Dessa lager baserades på material från Fiskeriverket, Naturvårdsverket, och Riksantikvarieämbetet. Studien använde sig inte av det materialet från Riksantikvarieämbetet, eftersom Riksantikvarieämbetet hade angett områden som *inte* var vatten, och därmed är den datan inte relevant för studien.

Utifrån bakgrundsmaterialet utfördes datainsamlingen. För att besvara frågeställning (1), *nyckelbiotoper har en tendens med att ligga nära vatten*, valde jag att visualisera den möjliga tendensen med ett histogram (fig. 1). Datan för histogrammet samlades in genom att konvertera polygonerna för nyckelbiotoperna till punkter och sedan utföra en Near-analys i ArcMap 10.1. Near-analysen analyserade punkter belägna upp till 4 km bort. En avgränsning på 4 km fick appliceras då datamängderna blev stora och det tog lång tid att behandla dem i ArcMap 10.1. Datan kopierades in i Microsoft Excel 2016 för ytterligare behandling. Histogrammet hade klasser av 150m på X-axeln.

Jag försökte motbevisa frågeställning (1), för att ytterligare testa dess sannolikhetsgrad. Motbevisningen gick ut på att generera slumpmässigt placerade punkter i Dalarna med ArcMap-verktyget *Create Random Points*. På de slumpmässiga punkterna utfördes samma Near-analys som för punkterna för nyckelbiotoperna. Datan från motbevisningen presenterades i ett histogram (figur 2) med klasser om 160m på X-axeln.

Lagret med slumpmässiga punkter innehöll samma antal punkter som lagret med konverterade polygoner.

För kantzons-alternativet *dynamisk vidd*, tilldelades kantzonen runt de värdefulla vatten och särskilt värdefulla vatten sin vidd baserat på vad som var skyddsvärt i vattendraget. Vad som var skyddsvärt togs från attributtabellerna för värdefullt vatten och särskilt värdefullt vatten. Ifall det var flera skyddsvärda egenskaper för samma vatten anpassades kantzonen för den egenskap som krävde bredast kantzons. De skyddsvärda egenskaperna var oftast organismer kopplade till vattnet. Många vattendrag delade egenskaper, eller så delade vattendragets egenskaper en rekommenderad kantzonsvidd från studiens litteratur.

Alla vattendrag, baserat på deras skyddsvärda egenskaper, delades upp i fem kantzonskategorier, 30m, 40m, 67m, 150m, och 200m.

- 30m för fisk, flodpärlmussla och större vattensalamander (US Army Corps 1991; Fischer & Fischenich 2000).
- 40m för de vattendrag som inte specificerade en särskild organism, utan hänvisade till exempel *opåverkat/oreglerat, estetisk tilltalande* eller *geomorfologiskt intressant*. I detta fall kunde Jag inte hänvisa till litteraturen för en rekommenderad vidd utan kantzonen fick utgöra en kompromiss. Jag valde att ta ett medelvärde av kantzonsrekommendationerna för sedimentkontroll från US Army Corps (1991), Fischer och Fischenich (2000), Wenger (1999), Broadmeadow och Nisbet (2004). Rekommendationerna varierade från 9m till 100m. Medelvärdet blev ~ 41m, avrundades till 40m. Jag valde att utgå från sedimentkontroll eftersom sediment i vatten kan bli till stor skada för vattenkvaliteten. I 40m inkluderas även de flesta maxrekommendationer för vattentemperatur, död ved, kontroll av näringsämnen, strandstabilitet, och pesticidkontroll (US Army Corps 1991; Wenger 1999; Fischer & Fischenich 2000; Broadmeadow & Nisbet 2004). Av uppenbara skäl är inte ett medelvärde av rekommendationer en optimal lösning för en kantzona. För optimalt skydd av vattnets värden hade en ingående analys av vattnet och dess strandzon behövts, av till exempel jordarter och lutning, speciellt för de vatten där specifika organismer inte nämnts. Men en ingående studie av ett fåtal vatten är inte lämpligt för en kvantitativ studie.
- 67m för uttrar (Cross 1985).
- 150m för fåglar. Dock är inte 150m heltäckande för skyddet av fåglar, utan skyddar upp till 90% av fågelarter (Spackman & Hughes 1995). Därför har studien en sista kantzonaidd;
- 200m för rovfåglar (US Army Corps 1991). I denna studie innefattar kantzonen två objekt med fiskgjuse och havsörn.

Data för frågeställningarna (2), (3) och (4) samlades in med ArcMap-verktyget *Buffer* och *Calculate Geometry*.

Resultaten redovisades med histogram för frågeställning (1) och tabell för (2), (3) och (4). Jag valde histogram eftersom de presenterar data i klasser, i denna studies fall klasser

om 150m och 160m, vilket är fördelaktigt när man hanterar många objekt, i detta fall nyckelbiotoper.

Jag använde mig av Dalarna som exempel eftersom det är ett län där en stor andel av markytan täcks av skog. Det hade inte varit logiskt att använda ett län utan nog skogsandel, för då hade det inte gått att upprätta en kantzon längs de värdefulla vattendragen utan att låta skogen först växa upp där kantzonen skulle vara. Den stora mängden nyckelbiotoper i Dalarna utgjorde även bra statistiskt underlag.

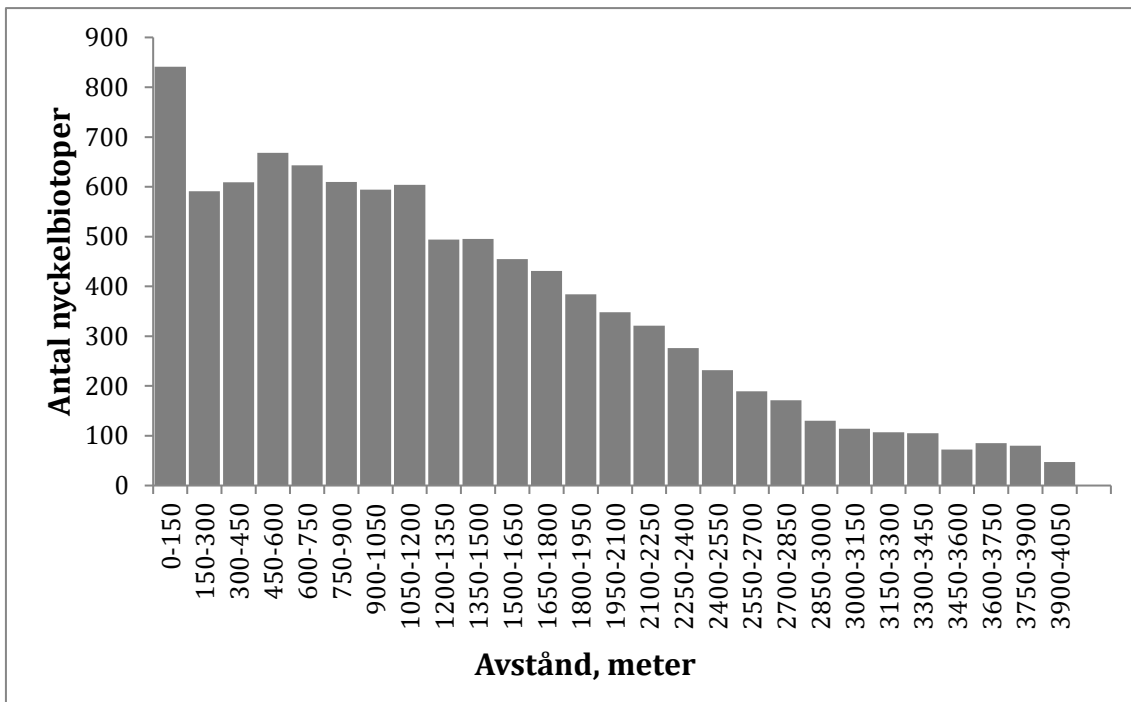
Ett potentiellt problem var överlappande polygoner. Studiens två vectorlager med nyckelbiotoper överlappade på vissa ställen. Detta hade kunnat bli ett problem när jag skulle kalkylera hur mycket yta nyckelbiotoperna utgjorde. Jag överkom detta problem genom att utföra en union på båda lagerna, så att de två vectorlagerna blev till ett.

### **3. Resultat**

Jag undersökte frågeställningarna (1) Nyckelbiotoper har en tendens att ligga nära vatten (2) Hur stor areal skog blir skyddad i kantzonerna? (3) Hur stor areal nyckelbiotop blir skyddad inom kantzonerna? (4) Hur stor andel av Dalarnas nyckelbiotoper kan förbindas inom de nya kantzonerna?

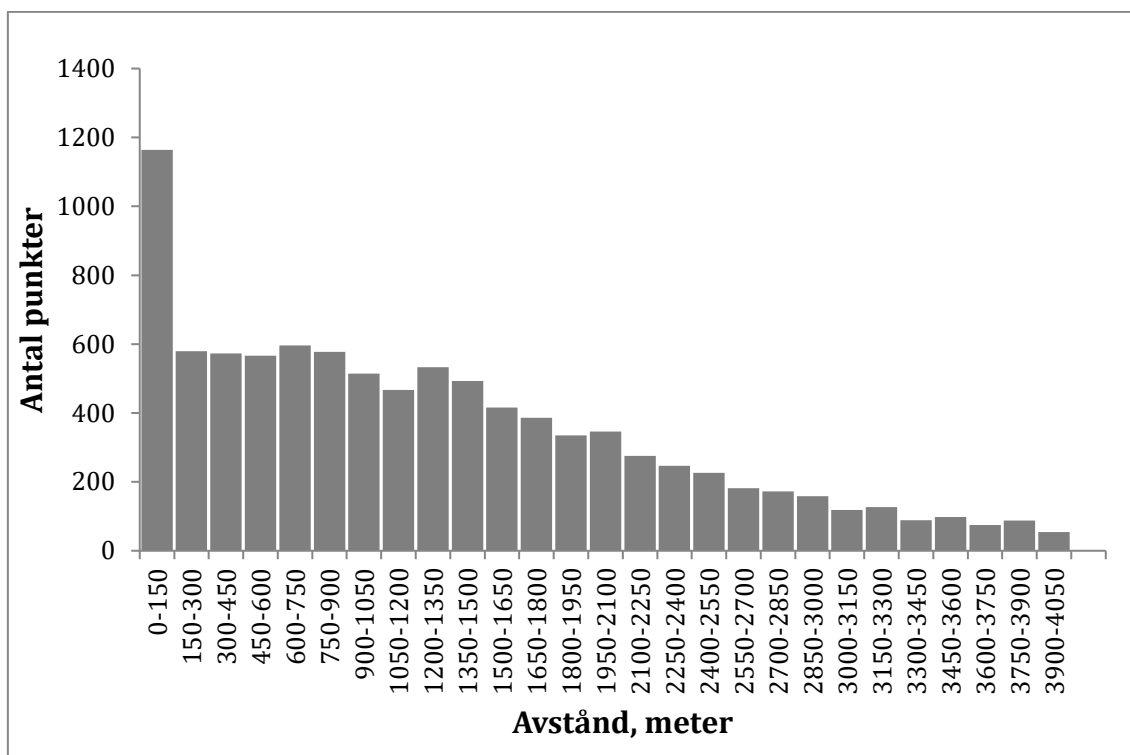
#### **3.1 Korrelation med vatten.**

I frågeställning (1) undersökte jag ifall ”Nyckelbiotoper har en tendens att ligga nära vatten.”. Resultatet av Near-analysen redovisades i ett histogram med klasser på 150m. Figur 1 visar hur långt från vatten nyckelbiotoperna låg. Tydligt framgår att många nyckelbiotoper låg mellan 0-150m från ett vatten relativt till andra avståndsklasser. Efter klassen för 1050–1200 meter avtog antalet nyckelbiotoper.



Figur 3. Nyckelbiotopers avstånd till vatten i Dalarna. En Near-analys utfördes på nyckelbiotopernas närmaste vatten. (n=10 191). Notera att figuren visar avståndet till alla vatten, och inte bara Värdefulla vatten.

För att ytterligare testa ifall nyckelbiotoper hade en tendens till att ligga nära vatten, valde jag att falsifiera påståendet. Därmed utfördes en Near-analys på slumpmässigt utplacerade punkter från det närmaste vattnet, lika många som det fanns polygoner för nyckelbiotoper. Resultatet redovisades i figur 2 i ett histogram med klasser med en storlek på 150m. Likt i figur 1 var det en topp i den närmaste klassen. Antalet punkter avtar i varje klass ut till runt 1000m.



Figur 4. Slumpmässiga punkters avstånd till vatten. En Near-analys utfördes på slumpmässiga punkters avstånd till närmaste vatten. (n=10 191). Notera att figuren visar avståndet till alla vatten, inte bara värdefulla vatten.

### 3.2 Översikt av statistik för kantzonalalternativen.

Frågeställning (2), (3) och (4) syftade till att undersöka hur mycket skog och nyckelbiotop som inkluderades under sex olika breda alternativ för kantzoner; 10m, *dynamisk vidd*, 200m, 500m, 700m, och 1000m. *Dynamisk vidd* innebar att kantzonsens vidd anpassades för vad som var skyddsvärt i varje vattendrag.

Den totala mängden skog (utan formella områdesskydd) blev totalt 20 731 km<sup>2</sup> och den totala mängden nyckelbiotop blev 631,6 km<sup>2</sup>, vilket utgjorde ungefär 3% av skogen.

Tab. 1 visar hur mycket skog och nyckelbiotop som inkluderas inom varje kantzon. Det fanns en viss trend att ju större kantzon, desto mindre andel nyckelbiotop ingick i kantzonen. För kantzon 10m och Dynamisk vidd ingick det tämligen marginell andel nyckelbiotop av den totala mängden nyckelbiotop i Dalarna, och de bidrog inte mycket till den totala mängden skyddad mark heller.

Tabell 1. Visar hur mycket skog och nyckelbiotop som inkluderas under varje kantzonvidd. Det är en avtagande effekt av hur bred kantzonen är och andelen nyckelbiotop. Notera att med *Skog* menas sådan skog som inte redan inkluderas under ett områdesskydd.



	10m	Dynamisk vidd	200m	500m	700m	1000m
Skog i kantzon (km <sup>2</sup> )	27,4	185,1	506,8	1240	1732,1	2464,6
Nyckelbiotop i kantzon (km <sup>2</sup> )	1,2	7,4	19,6	41,4	55,4	77
% nyckelbiotop av kantzon	4,3	3,9	3,8	3,3	3,2	3,1
Kantzonens nyckelbiotop av total yta nyckelbiotop (%)	0,19	1,17	3,1	6,55	8,77	12,19
Kantzon skog av total yta skog (%)	0,13	0,89	2,44	5,98	8,35	11,88

## 4. Diskussion

Kärnan av studien var hypotesen att eftersom: (1) Kalhyggen är skadliga för biodiversiteten i nyckelbiotoper, och (2) nyckelbiotoper fungerar bra när de inkluderas i ett nätverk, och (3) nyckelbiotoper har en tendens att ligga nära vattendrag, är det därmed rimligt att anta att man hade kunnat skapa ett nätverk av nyckelbiotoper inom en matrix av hyggesfri skog inom kantzonen för ett vattendrag. För att bekräfta hypotesen krävdes två huvudsakliga undersökningar, en om nyckelbiotopernas tendens att ligga nära vatten (frågeställning 1), och en om mängden nyckelbiotop och skog skyddade inom ett antal kantzonalternativ (Frågeställningar 2, 3 & 4).

### 4.1 Frågeställning (1)

För att svara på frågeställning 1 utfördes en Near-analysis på nyckelbiotopernas närhet till vatten. Det följande histogrammet skulle till synes stödja min utgångspunkt om att nyckelbiotoper har en tendens till att ligga nära vattendrag. Ett histogram med lika många nyckelbiotoper i varje klass skulle ha varit den statistiska motsatsen, där det definitivt inte finns någon korrelation med att nyckelbiotoper ligger nära vatten.

Att just klassen för 0-150m i figur 1 är överrepresenterad borde tyda på att även de mindre kantzonalternativen som undersöktes under rubrik 3.2, såsom alternativ 10m, dynamisk vidd, och 200m skulle relativt sett inkludera mer nyckelbiotop mer kvadratmeter än de bredare alternativen. I samma histogram går det att se att det finns en avtagande trend efter runt 1000m avstånd. Fast med tanke på det låga påverkan ett vattendrag har på

vegetationen ända ut till 1000m, måste nästa fråga vara, efter att en korrelation etablerats, ifall det finns ett kausalt samband med att nyckelbiotoper ligger nära vatten.

Detta avsåg motbevisningen som följde att undersöka. Premissen var att göra samma Near-analys på ett lika antal slumpmässiga punkter som för Near-analysen av nyckelbiotoper. Resultatet blev ett histogram som delar många likheter med det första histogrammet. Den närmaste klassen, 0-150m, är överrepresenterad precis som den närmaste klassen i histogrammet för nyckelbiotoper. Dessutom är det en avtagande trend för antalet slumpmässiga punkter efter runt 1000m, precis som i histogrammet för nyckelbiotoper.

Att de båda histogrammen är lika tyder på att det inte finns ett verkligt samband. Slumpmässiga punkter kan omöjligen ha en tendens att ligga nära vatten, och när histogrammet med nyckelbiotoper är så likt ett histogram utan en tendens tyder därmed på att nyckelbiotoper sannolikt inte har ett verkligt samband med att ligga nära vatten.

Troligtvis betyder histogrammet med nyckelbiotoper att ifall  $\frac{1}{2}$  av alla nyckelbiotoper ligger inom 1000m, att  $\frac{1}{2}$  av all mark i Dalarna ligger inom 1000m från en vattenyta och att  $\frac{1}{2}$  av nyckelbiotoperna befinner sig på den marken, vilket är rimligt. Därmed faller delvis hypotesen i och med att nyckelbiotoper inte verkar ha en verklig tendens att ligga nära vatten.

## 4.2 Frågeställning (2), (3) och (4)

Frågeställning (2), (3) och (4) gick ut på att undersöka hur mycket skog och nyckelbiotop som skyddades under ett antal kantzonalternativ för värdefulla vatten, 10m, *dynamisk vidd*, 200m, 500m, 700m, och 1000m. Dynamisk vidd innebar att ett värdefullt vatten blev tilldelad en kantzonvidd baserat på vad som var skyddsvärt i vattnet.

Studien gav intressanta resultat. Uppenbart var att mer skog och nyckelbiotop skyddades ju bredare kantzonen blev. Men oväntat var att det finns en avtagande effekt av andelen nyckelbiotop som skyddas i kantzonen. I en 10m kantzon, vilket var noll-alternativet, var 4,3 % av skogen nyckelbiotop. Ut till 1000m hade andelen sänkts till 3,1 % nyckelbiotop, med en total sänkning av 27,9 % nyckelbiotop eller 1,2 procentenheter. Detta innebar att ju smalare en kantzon var, desto mer ekonomiskt försvarbar blir den eftersom kantzonen skyddar mer nyckelbiotop per km<sup>2</sup> hyggesfri buffertskog. Eftersom hyggesfri skog ofta innebär en förlust jämfört med konventionellt kalhyggesbruk (Palmér 2015; Jonsson 2015) är detta anmärkningsvärt. Därmed blir nollalternativet det mest ekonomiska

alternativet, även om det inte var det bevarandebiologiska mest optimala. Men å andra sidan, så rekommenderar Csuti (1991) och Harris & Scheck (1991) tämligen breda korridorer, respektive 1,2km – 6,4km och 100m till 1000m. Så ju smalare en korridor blir, desto sämre förmåga kan man förvänta sig av den som korridor, men den blir mer ekonomiskt effektiv.

Den avtagande andelen nyckelbiotop för varje kantzonalternativ var en intressant utveckling. Till synes hade det kunnat verka som om det hade varit kopplat till tendensen att nyckelbiotoper ligger nära vatten, men detta stämmer inte helt. Histogrammets utveckling i Fig. 1 som visade tendensen för nyckelbiotoper att ligga nära vatten skiljer sig på ett grundläggande sätt från utvecklingen vi ser i Tab. 1. Den avtagande andelen i Tab. 1 följer en tämligen jämn utveckling. Den avtagande effekten i figur 1 är hög mellan klasserna för [0–150] och [160–320], var sedan stabil fram till [800–960], inte förrän därefter kommer en jämn avtagande utveckling. Om tabell 1 följde utvecklingen i figur 1 skulle det ha varit en stor förändring i andel nyckelbiotop i varje kantzonalternativ från 10m och dynamisk vidd till 200m, och därefter skulle utvecklingen förblivit stabil ut till 1000m. På så sätt är utvecklingen vi ser i andel nyckelbiotop per kantzonalternativ i tabell 1 något som jag inte kan förklara.

Dock måste de små andelarna nyckelbiotop som inkluderas i kantzonen diskuteras. Är det rimligt att upprätta en kantzona utav hyggesfri skog i syfte att skydda nyckelbiotoper, när den skyddsbara marken endast utgör 4,3 % i bästa fall och möjligen 3,1 % i värsta fall? 3–4 % är en tämligen försumbar siffra. I så fall kan ett annat mer ekonomiskt försvarbart alternativ vara att bara ha en hyggesfri zon direkt runt nyckelbiotopen för att minimera skadliga kanteffekter mot nyckelbiotopen. Fast de bevarandebiologiska värdena av att ha en skyddande kantzona runt värdefulla vatten, både för att skydda själva vattnet och för att förse en korridor, blir svåra att ekonomiskt kvantifiera. Dock måste det noteras att framgångsrika försök att kvantifiera ekosystemtjänster har genomförts, som t.ex. TEEB-studien från 2008 (TEEB 2008) som var ett försök att på en global skala ekonomiskt kvantifiera förlusten av mångfalden i ekosystem.

Kantzonalternativet *dynamisk vidd* kan vara en rimlig kompromiss mellan den ekonomiska aspekten och den bevarandebiologiska aspekten. Dynamisk vidd skyddade ~10 % mindre nyckelbiotop per km<sup>2</sup> andelsmässigt än 10m-alternativet, och har möjligtvis något sämre bevarandebiologisk skyddsförmåga än t.ex. 200m alternativet.

Men dynamisk vidd var anpassad efter nuvarande forskning och blir ett väl anpassat mellanting mellan både den ekonomiska- och den bevarandebiologiska aspekten, då den slösar minst skog genom sin dynamiskt anpassade karaktär.

Som kanske väntat inkluderar nollalternativet, 10m, en marginell andel nyckelbiotop i sin kantzon, 0,1%. I Dynamisk vidd börjar kantzonen komma upp i något sånär betydande mängd nyckelbiotop, 1,1%. Trenden fortsätter uppåt, tills vi når 12,19% av den totala mängden nyckelbiotop i Dalarna. 12,19% är en betydande del, men till vilken kostnad? 2464,6km<sup>2</sup> är mycket skog där det vanliga skogsbruket är inskränkt, när man i tur egentligen bara är intresserad av 3,1% av den avsatta skogen, vilket är nyckelbiotoperna.

Mängden skog i varje kantzon relativt till den totala mängden oskyddad skog ser en liknande utveckling som nyckelbiotoperna. Bara en liten bit skog kommer med i nollalternativet, men Dynamisk vidd har 0,89%. Vid 1000m är kantzonen uppe i 11,88% av den totala mängden oskyddad skog. Ifall man jämför med Nagoyaprotokollets mål om 17% skyddad mark, så från Dalarnas nuvarande värde på 2,4–2,7%, hade 0,89 procentenheter blivit 3,29–3,59% eller en ökning på 33–37%. 1000m kantzonen med 11,88% hade blivit 14,28–14,58% eller en ökning på 540–595% ökning av 2,4–2,7%. Med kantzonen på 1000m hade Dalarna nästan nått målet om 17%. Medan ökningen på 540–595% verkar vara mycket, beror det mest på att Dalarna ligger långt bak i arbetet för Nagoyaprotokollet. Ifall Dalarna en dag blir vill avsätta skyddad mark inför 2020, när Nagoyaprotokollet ska vara uppfyllt, kanske de kan överväga kantzonen om 1000m. Dock måste man ha i åtanke, att ifall man hade åtagit sig ett projekt där man skulle upprätta kantzoner runt Värdefulla vatten för att uppfylla Nagoyaprotokollet, hade naturvärden som inte ligger nära vatten förlorats.

Förslagsvis hade uppföljningsforskning kunnat gällande de olika alternativens ekonomiska inverkan på skogsbruket i Dalarna utföras.

## 5. Slutsatser

I studiens introduktion presenterades en hypotes med tre led. En led var ifall nyckelbiotoper har en tendens att ligga nära vatten. Det fanns en viss tendens att detta skulle stämma men efter att frågeställningen motbevisats måste slutsatsen dras att ett verkligt samband är osannolikt. Därmed faller även det ledet i hypotesen.

Under rubrik 4.2 diskuterades andelen nyckelbiotop som inkluderades under ett antal kantzonalternativ. Denna andel var besynnerligt låg i alla alternativ, med ett litet övertag för de smala kantzonalternativen. Ur en ekonomisk synpunkt måste det vara tämligen orealistiskt att skydda ett fåtal procent nyckelbiotop med tiotals km<sup>2</sup> hyggesfri skog, eftersom hyggesfri skog kan räknas ge lägre avkastning än skog som kalavverkas. Hanski (2006) och Pykälä (2007) skriver att nyckelbiotoper inte kan vara viktiga i skyddet av biodiversiteten, eftersom de så glest utspridda i skogslandskapet, men det var också därför det hade kunnat vara övertygande att försöka kombinera flera skyddsvärda egenskaper. Hur stor den potentiella förlusten är borde bli ett ämne för en framtida studie, för att vidare diskutera ämnet ifall hyggesfria korridorer längs med värdefulla vatten är rimliga.

Mängden nyckelbiotop och skog inom kantzonerna relativt Dalarnas totala mängd nyckelbiotop och skog var också tämligen låg. Särskilt de bredaste kantzonerna bara relevanta ifall Dalarnas länsstyrelse snabbt vill komma ikapp med Nagoyaprotokollet. Men även här är Dynamisk vidd ett rimligt mellanting mellan nollalternativet och de bredaste kantzonerna.

Trots detta kvarstår de bevarandebiologiska fördelarna med kantzoner runt vatten och korridorer. Att utelämna målet med att skydda nyckelbiotoper och istället anpassar kantzonen till *dynamisk vidd* bara för att skydda värdefulla vatten och förse landskapet med korridorer kan vara ett rimligt alternativ.

# Referenser

Abelho, M. & Graça, M. A. S. (1996). Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*, 324(3), ss. 195-204.

Andréasson, Per-Gunnar (red.) (2006). *Geobiosfären: en introduktion*. 1. uppl. Lund: Studentlitteratur

Baltz, D. M. & Moyle, P. B. (1984). The influence of riparian vegetation on stream fish communities of California. I Warner, R. E. & Hendrix, K. M. (red.) *California Riparian Systems: Ecology, Conservation and Management*. Berkeley, CA: University of California Press, ss. 183-187.

Broadmeadow, S. & Nisbet, T.R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth system sciences*, 8(3), ss. 286-305.

Cedergren, J. (2008). *Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk*. (meddelande nr 1/2008) Jönköping: Skogsstyrelsens förlag. <http://shop.skogsstyrelsen.se/shop/9098/art77/4645977-aebb08-1561.pdf>

Cross, S. P. 1985. Responses of small mammals to forest riparian perturbations. I: *Riparian Ecosystems and Their Management: Reconciling Conflicting Uses (First North American Riparian Conference)*. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station (Rapport RM-120).

Decamps H. (1984). Towards a landscape ecology of river valleys. I Cooley, J.H. & Golley, F.B. (red.) *Trends in Ecological Research for the 1980s*. New York, Plenum Press, ss. 163–178.

Csuti, B. (1991). Introduction. I Hudson, W. E. (red.). *Landscape linkages and biodiversity*, ss. 81-90. Defenders of Wildlife, Washington D. C.

Fischer, R. A. & Fischenich, J. C. (2000). Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. *EMRRP Technical Notes Collection (ERDC TN-EMRRP-SR-24)*, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, A., & Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones: Focus on links between land and water. *Bioscience*, 41(8), ss. 540–551.

Hanski, I., (2006). Täsmäsuojelun mahdollisuus – vai mahdottomuus. I Jalonen, R. et al. (red.) *Uusi Metsäkirja*. Gaudeamus, Helsinki, ss. 200–207.

Hansson, L., (2001). Key habitats in Swedish managed forests. *Scandinavian journal of forest research*, 16, ss. 52–61.

Harris, L. D. & Scheck, J. (1991). From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. I Saunders, D. A. & Hobbs, R. J. (red). *Nature conservation 2: the role of corridors*, ss. 189–220.

Havs- och vattenmyndigheten (2014). *Värdefulla vatten*. <https://www.havochvatten.se/geodatahavvardefullavattenhavvardefullavatten.html> [2017-01-24]

Havs- och Vattenmyndigheten (2014). *Levande sjöar och vattendrag*. <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljomal--direktiv/det-svenska-miljomalssystemet/levande-sjoar-och-vattendrag.html> (2017-03-31).

Jonsson, R. (2015). *Prestation och kostnader i blädning med skördare och skotare*. (Arbetsrapport nr. 863–2015). <http://www.skogforsk.se/contentassets/3abd62ca3a494d22a157c675ef10146c/arbetsrapport-863-2015.pdf>

- Karr, J. R. & Schlosser, I. J. (1978). Water resources and the land-water interface. *Science*, 201(4352), ss. 229-234.
- Klingström, L. (2014). Bättre kunskaper om hyggesfria metoder på gång. *Skog & Framtid*, (2), ss. 20–21.
- Lindenmayer, D.B. & Franklin, J.F. (2002). *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Washington DC: Island Press.
- Lindström, Maurits, Lundqvist, Jan, Lundqvist, Thomas, Calner, Mikael & Sivhed, Ulf (2011). *Sveriges geologi från urtid till nutid*. 3. [rev.] uppl. Lund: Studentlitteratur
- Loberg, Bengt (1999). *Geologi: material, processer och Sveriges berggrund*. 6., rev. Och utök. uppl. Stockholm: Prisma
- Lowrance, R. R., Sharpe, J. K., and Sheridan, J. M. (1986). Long-term sediment deposition in the riparian zone of a coastal plain watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 41(4), ss. 266-271.
- Lowrance, R. R., Todd, R. C., Fail, J., Hendrickson, O., Leonard, R. A., and Asmussen, L. E. (1984). Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34(6), ss. 374–377.
- Länsstyrelsen Dalarnas Län (u.å. a). *Fakta om Dalarna*. <http://www.lansstyrelsen.se/Dalarna/Sv/om-lansstyrelsen/om-lanet/Pages/default.aspx> [2017-12-21]
- Länsstyrelsen Dalarnas Län (u.å. b). *Skogen i Dalarna*. <http://www.lansstyrelsen.se/Dalarna/Sv/djur-och-natur/friluftsliv/naturen-i-dalarna/Pages/skogen-i-dalarna.aspx> [2017-12-21]
- Länsstyrelsen Dalarnas Län (u.å. c). *Dalarnas Sjöar och Vattendrag*. <http://www.lansstyrelsen.se/Dalarna/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/vattenforvaltning/dalarnassjoarochvattendrag/Pages/default.aspx> [2017-12-21]
- Länsstyrelsen Östergötland (u.å). *Nationellt särskilt värdefulla vatten*. [http://www.lansstyrelsen.se/Ostergotland/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/vatten-i-ostergotland/sjoar-och-vattendrag/Pages/vardefulla\\_sotvattemiljoer.aspx](http://www.lansstyrelsen.se/Ostergotland/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/vatten-i-ostergotland/sjoar-och-vattendrag/Pages/vardefulla_sotvattemiljoer.aspx) [2017-12-21]
- Malanson, G. P. (1993). *Riparian Landscapes*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- May, C. W., Horner, R. R., Karr, J. R., May, B. W., & Welch, E. B. (1997). Effects of urbanization on small streams in the Puget Sound Lowland Ecoregion. *Watershed Protection Techniques*, 2(4), ss. 483–494.
- Murphy, M. L., Heifetz, J., Johnson, S. W., Koski, K. V., & Thedinga, J. F., (1986). Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 43(8), ss. 1521–1533.
- Niemelä, J. (2001). The Utility of Movement Corridors in Forested Landscapes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, ss. 70-78.
- Odum, E. P. (1978). Ecological importance of the riparian zone. *Strategies for Protection and Management of Floodplain Wetlands and Other Riparian Ecosystems*. Callaway Gardens (Georgia), USA 11-13 december 1978, ss. 2-4.  
<https://archive.org/details/CAT89908686>
- Oldhammer, B., & Hedmark, K. (2016). *Venjans Skogsrike*. Naturskyddsföreningen Dalarna.
- Palmér, C. (2015). Hygget ger bäst ekonomi. *Vision*, (2), ss. 18–19.
- Peterjohn, W. T. & Correll, D. L. (1984). Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observation of a riparian forest. *Ecology*, 65(5), ss. 1466-1475.

- Pinay, G. & Decamps, H. (1988). The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: A conceptual model. *Regulated rivers: Research and management*, 2, ss. 507–516.
- Pykälä, J. (2007). Implementation of Forest Act habitats in Finland: does it protect the right habitats for threatened species? *Forest Ecology Management*, 242(2–3), ss. 281–287
- Ruete, A., Snäll, T., Jonsson B. G., Jönsson, M. (2016). Contrasting long-term effects of transient anthropogenic edges and forest fragment size on generalist and specialist deadwood-dwelling fungi. *Journal of Applied Ecology*, ss. 1-10. DOI: 10.1111/1365-2664.12835.
- Skogsstyrelsen (2014). *Skogsstatistik årsbok 2014*. Jönköping: Skogsstyrelsen. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/statistik/historisk-statistik/skogsstatistisk-arsbok-2010-2014/skogsstatistisk-arsbok-2014.pdf>
- Skogsstyrelsen (2014). *Hänsyn till vatten*. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/mer-om-skog/malbilder-for-god-miljohansyn/malbilder-kanzoner-mot-sjoar-och-vattendrag/hansyn-till-vatten-alla-faktablad-samlade-i-en-pdf.pdf>
- Skogsstyrelsen (u.å.) *Hyggesfritt skogsbruk och kontinuitetsskog*. <http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogsbruk/Skota-skog-/Hyggesfritt-skogsbruk/> [2017-01-04]
- Spackman, S. C., and J. W. Hughes, J. W. (1995). Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along midorder streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, 71, ss. 325–332.
- TEEB (2008). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report*. European Commission, Brussels.
- Timonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J. S. & Mönkkönen, M. (2010). Hotspots in cold climate: Conservation value of woodland key habitats in boreal forests. *Biological Conservation*, 144(2011), ss. 2061-2067.
- U.S. Army Corps of Engineers. 1991. Buffer strips for riparian zone management. Waltham, MA.
- Ward, J.V. (1998). Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83(3), ss. 269–278.
- Wastenson, Leif & Fredén, Curt (red.) (1994). *Sveriges nationalatlas. Berg och jord*. Stockholm: Sveriges nationalatlas (SNA)
- Wenger, S. (1999). *A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation*. Office of Public Service & Outreach. Institute of Ecology & University of Georgia.
- Wikberg, S., Perhans, K., Kindstrand, C., Djupström, L.B., Boman, M., Mattsson, L., Schroeder, L.M., Weslien, J. & Gustafsson, L. (2009). Cost-effectiveness of conservation strategies implemented in boreal forests: the area selection process. *Biological Conservation*, 142(3), ss. 614–624.