

Energimyndighetens titel på projektet – svenska ECOPEAK - Högflödespulser för att upprätthålla naturvärden i Natura 2000-områden i reglerade vatten	
Energimyndighetens titel på projektet – engelska ECOPEAK - Restoration of flood-maintained ecosystems using peak-flow events	
Universitet/högskola/företag Umeå Universitet	Avdelning/institution Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap
Adress 901 87 Umeå	
Namn på projektledare Birgitta Malm Renöfält	
Namn på ev övriga projektdeltagare Roland Jansson	
Nyckelord: 5-7 st Högflödespulser, Svämskog, Strandvegetation, Sandrevmiljöer, Natura 2000, Ekologisk reglering.	

Förord

Projektet har finansierats av Energimyndigheten inom programmet Hållbar Vattenkraft (HåVa), vilket syftar till att bidra till omställningen mot ett hållbart och förnybart energisystem genom forskning om och utveckling av tekniker, system, metoder och frågeställningar relaterade till vattenkraft. Projektet har haft ett tydligt fokus på behov och potential av åtgärder som stärker strandmiljöer i Natura 2000 områden med fokus på sandrevmiljöer i meandrande vattendrag så som delar av Klarälven, samt svämnskogs- och svämängsmiljöer så som de i nedre Dalälven. Inom projektet har vi samarbetat med berörda myndigheter och verksamhetsutövare i dessa områden. De myndigheter vi främst har samarbetat med är Länsstyrelsen Värmland och Länsstyrelsen Dalarna, vilka bistått med bland annat lokalkännedom, bakgrundsmaterial och expertis i fält, för att hitta lämpliga fältlokaler. Delar av datainsamlingen i Klarälven utfördes även innan projektstart i samarbete med Länsstyrelsen Värmland och kompletterades och användes för analyser inom detta projekt. I Klarälven har Fortum AB varit behjälpliga med vattenförings- och vattenståndsdata vilket möjliggjort modelleringar av översvämningsdynamik, och vi har samarbetat med Vattenfall AB i området Bredforsen i nedre Dalälven, en minimitappad fåra vid Söderfors Kraftverk. Området är naturreservat och Natura 2000 område. Här har vi inom detta projekt främst jobbat med svämnskogsmiljöer (EU kod 91F0 samt 91E0), och parallellt i ett projekt finansierat av Vattenfall AB kompletterat med samma typer av analyser men mer riktat specifikt mot svämängsmiljöer (EU kod 6450). I denna slutrapport berörs även resultat från detta projekt, samt att rapporten från projektet biläggs som bilaga, då resultaten är relevanta för den sammanlagda kunskapen kring skötsel av högflödesberoende miljöer i Natura 2000 områden.

Förutom dessa projekt pågår även ett SVC-finansierat projekt som är direkt sprunget ur detta projekt där vi tittar mer i detalj på problematiken med inväxning av gran i reglerade svämmiljöer (<https://www.umu.se/forskning/projekt/florip-oversvamnningar-for-att-aterstalla-biologisk-mangfald-pa-strander-langs-reglerade-alvar/>). Utöver detta så har medel erhållits från Energiforsk AB i Vattenkraftens miljöforskningsprogram för att kommande säsong 2024 följa upp de inventeringar som gjorts i Dalälven inom detta projekt. Anledningen är de höga och långvariga översvämningar som var under säsongen 2023 på flera av de inventerade områdena för att på så sätt empiriskt följa upp effekten av högflöden i Dalälvens svämmiljöer.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	3
Summary	5
Inledning/Bakgrund	7
Genomförande	11
AP1	11
Lokal	11
Hydrologi	12
Inventering kärlväxter	17
Sedimentsammansättning	18
Inventering av fårans struktur samt fördelning av vattenhastigheter	18
Beräkningar av utbredning vegetationszoner före och efter reglering baserat på hydrologi	19
AP2	20
Lokal Färnebofjärden och Fullsta	20
Lokal Bredforsen	21
Hydrologi	23
Inventering av kärlväxter och beräkning av översvämningsdynamik	24
Modellering av arters sannolika utbredning.	25
Resultat	25
AP1	25
Översvämningsregim och hydrologi	25
Artsammansättning	26
Artrikedom	31
Artrikedom vs översvämningsregim	31
Artrikedom vs sedimentsammansättning	32
Beräkningar av utbredning vegetationszoner före och efter reglering baserat på hydrologi	33
AP2 - Färnebofjärden och Fullsta	35
Översvämningsregim och hydrologi	35
Täckningsgrad och artrikedom vs översvämningsregim	37
Utbredning av hydrologiskt definierade växtzoner	39
Sannolik artutbredning	40
AP2 Bredforsen	41
Översvämningsregim och hydrologi	41

Täckningsgrad och artrikedom vs översvänningsregim	42
Sannolik artutbredning.....	43
Diskussion.....	46
AP1 Klarälven.....	46
AP2	52
Slutsats	56
Publikationslista.....	57
Referenser, källor.....	58
Bilagor	60

Sammanfattning

Vattenkraften spelar en viktig roll i energisystemet. Det är en förnyelsebar energikälla som är central för omställningen till fossilfri energiproduktion. Dock har utbyggnad och produktion av vattenkraft lett till att arters livsmiljöer har förändrats radikalt och många vattendragsarter har minskat kraftigt eller försvunnit helt och hållet. För att nå mål kring energiomställning och samtidigt öka skyddet av ekosystem behöver vattenkraften miljöanpassas så att de skador den orsakar minimeras, och då helst samtidigt som kraftproduktionen i största möjliga utsträckning bibehålls. Flera av de svenska vattendragen där vattenkraft produceras är också utpekade som Natura 2000-områden i EU:s art- och habitatdirektiv. I dessa måste gynnsam bevarandestatus för särskilt utpekade arter i sin naturliga miljö uppnås.

I oreglerade vattendrag är den säsongsmässiga variationen i flöde central för att skapa och upprätthålla ekosystemens funktion. Naturlig flödesvariation skapar miljögradienter och en variation i tid och rum som i sin tur skapar förutsättningar för hög biologisk mångfald och de ekosystem som är knutna till rinnande vatten, både i själva fåran och på stranden, har under årtusenden anpassats till dessa variationer. Säsongsbundna högflöden har flera ekologiska funktioner av central betydelse för vattendragens ekosystem. De viktigaste är att under årets högsta flöden, i större delen av Sverige i samband med vårfloden, översvämmas strandekosystem och exkluderar arter som inte tolererar perioder av dränkning. Denna process skapar och vidmakthåller artrika strandzoner och håller borta terrestra arter, så som gran, som annars tar över. Höga flöden har också förmågan att mobilisera och förflytta sediment, som sedan kan deponeras i meandrande vattendrags innerkurvor i form av t.ex. sandrevlar på näs. På så vis skapas nytt habitat för flera ovanliga arter knutna till strandzoner.

I detta projekt har vi haft fokus på behov och potential av åtgärder som stärker strandmiljöer i Natura 2000 områden med fokus på hur strandvegetationen på sandrevmiljöer och i svämskog förhåller sig till översvänningsdynamik, för att på så sätt hitta nivåer av flöde som kopplar till upprätthållande av dessa miljöer. Vi har vi analyserat effekten av, och potentialen för, återintroduktion av högflödespulser som efterliknar säsongsbundna översvämningar, för att förstärka de processer som skapar och förnygrar livsmiljöer med höga naturvärden knutna till stränder. Syftet är att (1) hålla borta terrestra arter som gran från stränder, (2) flytta på sediment i meandrande vattendrag och bygga upp sandavlagringar på

näs, och (3) gynna etableringen av typiska arter på stränder, vars utbredning minskat på grund av reglering.

Vi ville hitta de mest kostnadseffektiva åtgärderna genom att få en bättre kvantitativ förståelse för sambanden mellan viktiga komponenter i flödet och de ekologiska värden vi vill bevara i dessa områden. Genom att bara titta på historiska flöden och efterlikna dem när man utformar en åtgärd får man inte den direkta kopplingen till biologin. Målet med projektet var att hitta metoder som uppfyller kraven på miljöförbättring och förmåga att upprätthålla arters livsmiljöer i reglerade vattendrag med Natura 2000-områden.

Projektet har i huvudsak haft två arbetspaket; AP1 där vi arbetat med sandrevmiljöer i Klarälven, samt AP2 där vi arbetat med svämskog och ädelsvämskog i Dalälven. Dessa områden har några av de högsta naturvärdena knutna till stränder i Sverige och är samtidigt påverkade av vattenkraftsproduktion. Våra resultat kring samband flödesdynamiken och naturvärden är dock applicerbara i fler svenska vattendrag där man behöver göra avvägningar mellan naturvärden knutna till stränder och vattenkraftsproduktion.

Baserat på de resultat vi har fått inom projektet är det tydligt att de strandmiljöer vi arbetat i behöver flödesrelaterade åtgärder för att gynnas. Generellt sett så har stränderna blivit smalare och de mest artrika zonerna som starr och gräs- vide- och strandskogszonen är de zoner som missgynnats mest. Vi visar i projektet på en metodik hur man kan ta fram vilka nivåer i en lokal som kopplar till vilka vegetationszoner och på hur man kan analysera hur utbredningen av zoner förändrats före och efter reglering, samt hur man kan modellera utbredningen av vegetationszoner och arter som knyter till dem utifrån föreslagna flödesåtgärder. Exakta nivåer av flöden är platspecifikt och behöver analyseras för varje område. Förutsättningarna för hur detta kan göras varierar mellan lokaler. För att koppla vattenstånd till flöde på en lokal behöver man ha vattenståndsloggrar ute under en längre tid (minst ett år). Man behöver även en noggrann inmätning av stranden för att kunna koppla vattenståndsvariationerna till en översvämningsregim. God tillgång till data i form av lokala pegeldata i längre serier från t.ex. KRV eller mätstationer, nuvarande och historiska flöden, och en bra förutsättning att ta fram fungerande samband mellan flöde och vattenstånd är en fördel för att göra bristanalyser (vad har gått förlorat), utforma flödesåtgärder som riktar sig till speciella områden/arter i vegetationen, samt att göra prediktioner om vad en åtgärd kan ge.

Att svara på hur långa översvämningar behöver vara, och hur ofta de behöver återkomma är svårare än att ange nivåer. Det säkraste sättet att göra detta är att titta på hur frekvent återkommande flödesnivåerna kopplade till olika hydrologiska vegetationszoner varit historiskt, samt hur långvariga dessa översvämningar varit och utforma flödena utifrån detta. Beroende på var i energisystemet en lokal förekommer kan dock detta ha mer eller mindre stor påverkan på energiförsörjning. För vattenförekomster som klassas som naturliga och där betydelsen för energisystemet är mindre är detta det säkraste sättet att utforma flöden. För vattenförekomster klassade som kraftigt modifierade och med en stor betydelse för energisystemet kan man sannolikt utgå från att även mindre

frekventa översvämningar, med återkomstfrekvenser på några år har betydelse. Ur perspektivet att missgynna gräset och skapa vegetationszoneringar som efterliknar en naturlig zonering torde ett mer långvarigt högfloede som succesivt sänks med en mindre frekvent återkomsttid (ca 3-5 år) vara bättre än ett kortvarigare högfloede med årlig återkomstfrekvens.

Resultaten från projektet visar också på hur viktigt det är att titta på annan påverkan på flödet än bara reduktionen av högfloeden. Inte minst resultaten från Klarälven pekar på att det förekommer flöden som är stora nog att flytta på avsevärda mängder sediment och bygga upp sandrevelmiljöer. Samtidigt visar analyser av flödet att vinterflödena blivit högre och mer variabla över kortare tidsperioder än tidigare. Resultaten från lokaler i Dalälven tyder också på att de nedre delarna av stranden är påverkade av effekter av högre vinterflöden/ mer korttidsreglering.

Summary

Hydropower plays an important role in the energy system. It is a renewable energy source that is central to the transition to fossil-free energy production. However, the development and production of hydropower has led to species' habitats being radically changed and many riverine species have declined or disappeared altogether. To achieve goals regarding renewable energy production and at the same time increase the protection of riverine ecosystems, negative effects of hydropower need to be mitigated so that the damage it causes is minimized, preferably at the same time as power production is maintained to the greatest extent possible. Several of the Swedish rivers and streams where hydropower is produced are also designated as Natura 2000 areas in the EU's species and habitats directive. In these, Favorable Conservation Status for relevant species must be achieved.

The seasonal variation in flow is central to creating and maintaining ecosystem function in free-flowing rivers. Natural variation in flow creates environmental gradients and a variation in time and space which in turn creates conditions for high biological diversity. Seasonal high flows have several ecological functions of central importance for riverine ecosystems. The most important are that during the year's highest flows, in most of Sweden in connection with the spring flood, riparian ecosystems are flooded, and this excludes species that do not tolerate longer periods of flooding. This process creates and maintains species-rich riparian zones and controls terrestrial species, such as spruce, that would otherwise take over. High flows also mobilize and move sediment, which can then be deposited in the form of e.g. sand bars. In this way, new habitat is created for several unusual species linked to riparian zones in meandering rivers.

In this project we have focused on the need and potential of measures that strengthen riparian ecosystems in Natura 2000 areas with a focus on how the riparian vegetation on sand bars and on floodplains relate to flood dynamics, in order to find levels of flow that can maintain these environments. We have analyzed the effect of, and the potential for, the reintroduction of high flow pulses

that mimic seasonal flooding, to enhance the processes that create and rejuvenate high natural value habitats associated with riparian ecosystems. The aim is to (1) keep terrestrial species such as spruce away from floodplains, (2) move sediment in meandering rivers and build up sand bars, and (3) favor the establishment of typical species in riparian zones, whose distribution has been reduced due to regulation.

We wanted to find the most cost-effective measures by gaining a better quantitative understanding of the relationships between important components of the flow and the ecological values we want to preserve in these areas. By simply looking at historical flows and mimicking them when designing a measure, you do not get the direct link to biology. The goal of the project was to find methods that meet the requirements for environmental improvement and the ability to maintain species' habitats in regulated watercourses with Natura 2000 areas.

The project has mainly had two work packages; AP1 where we worked with sandbar environments in Klarälven, and AP2 where we worked with alluvial forests and meadows in Dalälven. These areas have some of the highest natural values linked to riparian areas in Sweden and are at the same time affected by hydropower production. Our results regarding the connection between flow dynamics and natural values are, however, applicable in several Swedish rivers and streams where trade-offs need to be made between natural values linked to riparian zones and hydropower production.

Based on the results from the project, riparian ecosystems need flow-related measures to benefit. The riparian areas have become narrower and the most species-rich zones such as the *Carex* and grass zone, the willow zone, and the riparian forest zone are the ones that have been most disadvantaged. In the project, we show a methodology how to find out which flow levels connect to which vegetation zones at a site, and how to analyze how the distribution of zones has changed before and after regulation, as well as how to model the distribution of vegetation zones and species that link to them based on proposed flow measures. Exact levels of flows are site specific and need to be analyzed for each site. The conditions for how this can be done vary between locations. To connect water level to flow at a site, you need to have water level loggers out for a longer period (at least one year). You also need an accurate elevational gradient of the riparian profile to be able to link the water level variations to a flood regime. Good access to data in the form of local water level data in longer series from e.g. hydropower stations or gauging stations, current and historical flow data, and good prerequisite for developing a good relationship between flow and water level at a site is an advantage for making deficiency analyzes (what has been lost), designing flow measures that target special areas/species in the vegetation, and to make predictions about what result a measure might produce.

Answering how long floods need to last, and how often they need to recur, is more difficult than specifying actual water levels that needs to be maintained. The safest way to do this is to look at how frequently recurring flow levels linked to different hydrological vegetation zones have been historically, as well as how long duration of these floods have been and design the flows based on this.

However, depending on where in the energy system a site is located, this can have a greater or lesser impact on energy supply. For water bodies that are classified as natural and where the importance for the energy system is less, this is the safest way to design flows. For water bodies classified as heavily modified and with a great importance for the energy system, it can probably be assumed that even less frequent floods, with return frequencies of a few years, are important. From the perspective of disadvantaging the spruce and creating vegetation zones that mimics a natural zoning, a high flow of longer duration that is successively reduced with a less frequent return time (approx. 3-5 years) should be better than shorter high flow episodes with an annual return frequency.

The results from the project also show how important it is to look at other aspects of an altered flow regime flow than just the reduction of high flows. Not least the results from the Klarälven point to the fact that there are flows that are large enough to move considerable amounts of sediment and build up sandbar environments. At the same time, analyzes of the flow show that the winter flows have become higher and more variable over shorter periods of time than before. The results from sites in Dalälven also indicate that the lower parts of the riparian areas are affected by the effects of higher winter flows/more hydropeaking.

Inledning/Bakgrund

Vattenkraften spelar en viktig roll i energisystemet. Det är en förnyelsebar energikälla som är central för omställningen till fossilfri energiproduktion och därmed för uppfyllandet av EU:s förnybarhetsdirektiv och Agenda 2030-mål om att bekämpa klimatförändringarna. Däremot har vattenkraften lett till att arters livsmiljöer har förändrats radikalt och många vattendragsarter har minskat kraftigt eller försvunnit helt och hållet. Detta försvårar uppfyllandet av Agenda 2030-målet om att hållbart använda ekosystem på land och i sötvatten. För att nå de nämnda målen om hållbar energi och skydd av ekosystem behöver vattenkraften miljöanpassas så att de skador den orsakar minimeras samtidigt som kraftproduktionen bibehålls. Flera av de svenska vattendragen där vattenkraft produceras är också utpekade som Natura 2000-områden i EU:s art- och habitatdirektiv. I dessa måste gynnsam bevarandestatus för särskilt utpekade arter i sin naturliga miljö uppnås.

I naturliga vattendrag är den säsongsmässiga variationen i flöde central för att skapa och upprätthålla ekosystemens funktion. Naturlig flödesvariation skapar miljögradienter och en variation i tid och rum som i sin tur skapar förutsättningar för hög biologisk mångfald. Flödets variation inom och mellan år styr allt från näringstillförsel och konkurrensförhållanden mellan arter, till vattendragets geomorfologi. De ekosystem som är knutna till rinnande vatten, både i själva fåran och på stranden, har under årtusenden anpassats till dessa variationer.

Säsongsbundna högflöden har flera ekologiska funktioner av central betydelse för vattendragens ekosystem. De viktigaste är att under årets högsta flöden, i större delen av Sverige i samband med vårfloeden, översvämmas strandekosystem och exkluderar arter som inte tolererar perioder av dränkning. Denna process skapar

och vidmakthåller artrika strandzoner och håller borta terrestra arter, så som gran, som annars tar över. Höga flöden har också förmågan att mobilisera och förflytta sediment, som sedan kan deponeras i meandrande vattendrags innerkurvor i form av t.ex. sandrevlar på näs. På så vis skapas nytt habitat för flera ovanliga arter knutna till strandzoner.

Stränder längs naturliga, oreglerade vattendrag har ofta en hög biologisk mångfald. Detta beror bland annat på att de fungerar som övergångszon mellan akvatiska och terrestra ekosystem och bildar en s.k. ekoton där arter från båda miljöerna kan finnas (Naiman och Decamps 1997). Övergången mellan akvatiska och terrestra miljöer är gradvis och bildar flera biotiska och abiotiska gradienter som i sin tur skapar många ekologiska nischer vilket ger en hög biologisk mångfald (Bornette och Large 1995). Förutom att i sig själva vara artrika miljöer så fyller också strandekosystemen flera viktiga ekologiska funktioner. Växternas rötter stabiliserar jordar och minskar erosionspåverkan, de tar upp näringsämnen och föroreningar som annars skulle hamna i vattendraget och strandzonens vegetation bidrar med föda till de akvatiska näringsvävarna och beskuggar det akvatiska habitatet. Bland annat har man sett att fiskfaunan i fåror med reducerat flöde (s.k. torrflåror) har en högre andel arter knutna till strömmande vatten om det finns en bevuxen strandzon längs dem (Göthe m.fl. 2019).

Reglering av vattendrag förändrar ofta den naturliga flödesdynamiken och konnektiviteten, vilket påverkar ekosystemet negativt. För att främja naturliga ekosystemprocesser i reglerade vattendrag skulle aspekter av den oreglerade flödesregimen behöva återskapas. I detta finns dock en inneboende konflikt, då åtgärder som involverar en flödesanpassning kan innebära att man minskar produktionen av vattenkraft och förmågan att tillgodose behovet av balans- och reglerkraft. Det finns därför ett behov av att hitta avvägningar så att eventuella flödesanpassningar ger största möjliga miljönytta till minsta möjliga påverkan på vattenkraften. Den stora säsongsmässiga påverkan av den flödesreglering som sker i svenska vattendrag är att vårfloden reduceras, då stora delar av vattnet magasinerar för att användas under vintern då flödet naturligt är lågt. En annan konsekvens är att flödena under vintertid är högre än normalt på grund av energiproduktionen. Många kraftverk tillämpar dessutom korttidsreglering, vilket innebär att vattenhastigheter och vattenstånd varierar mycket mer än vad som är normalt. I ett känsligt vattendrag som t.ex. Klarälvens mellersta del, där substratet är lätttrörligt och lättroderat, innebär detta att sandrevlar och strandbankar eroderas bort, och att det blir en förlust av värdefulla habitat. Men även i vattendrag med mindre känsliga jordar medför korttidsregleringen erosionsproblem, framför allt på grund av is-nötning vintertid. Bristanalyser visar att omfattningen av strandvegetation i den reglerade Umeälven har minskat med mer än 85 % jämfört med före regleringen (Renöfält et al 2017). Detta har inte bara lett till minskad artrikedom och förekomst av kärllväxter, utan också att viktiga ekosystemfunktioner påverkas negativt, såsom t.ex. näringstillförsel till de akvatiska näringsvävarna, och beskuggning av akvatiska habitat. Dessa erosionsproblem är inte på något sätt exklusiva för Umeälven utan är vanliga i alla älvar med korttidsreglering. Sammanfattningsvis så saknas flera av de

strukturerande flödeskomponenterna i den reglerade flödesregimen (högflödesepisoder likväl som extrema lågflöden), samtidigt som andra komponenter har tillkommit som påverkar känsliga habitat negativt.

Det finns policyramar för både samhällets energiförsörjning och för skydd av ekosystem som syftar till att säkerställa tillgången på elkraft såväl som ett långsiktigt bevarande av ekosystem. På europeisk nivå återspeglas detta i ramdirektivet för vatten (WFD) vilket anger att alla yt-, kust- och grundvatten ska uppnå en god ekologisk status (GES; eller GEP, god ekologisk potential om vattenförekomsten anses kraftigt modifierad) inom en viss tidsram (EC 2000). I vattenförekomster där mänsklig aktivitet har lett till stora förändringar och där verksamheten är av stor samhälls betydelse anses detta inte vara realistiskt och sådana vatten betecknas som en kraftigt modifierad vattenförekomst (KMV). Sverige måste även uppfylla direktivet om förnybar energi (RED, EC 2009a) kopplat till vattenkraft samtidigt som kraven i WFD, samt art- och habitatdirektivet och fågeldirektivet (BHD, EC 1992, EC 2009b) uppfylls. Detta utgör ett dilemma, eftersom uppfyllelse av RED kan påverka förutsättningarna att följa andra miljödirektiv negativt och vice versa. BHD utgör en hörnsten i EU:s politik rörande biologisk mångfald. Centralt för den är skapandet av Natura 2000-nätverket som skyddar kärnområden för hotade arter och livsmiljötyper. Natura 2000-områden täcker de mest värdefulla områdena för naturskydd i EU, och Sverige har cirka 4000 sådana områden. Många av de vattendrag som byggts ut för vattenkraftproduktion och anses vara av hög samhälls betydelse, innehåller också Natura 2000-områden, som till exempel Klarälven och Dalälven. Miljöåtgärder måste vidtas i dessa vattendrag för att uppfylla kraven i BHD, och det finns en tydlig utmaning att upprätthålla produktionen av vattenkraft samtidigt som man följer Natura 2000-lagstiftningen.

Uppfyllandet av BHD-målen måste ses som det minimikrav som måste uppnås oberoende av ekologisk status/potential (Schmedtje m.fl. 2011). Om vattenförekomsten är kraftigt modifierad (KMV) och ligger i, eller påverkar ett Natura 2000-område, måste god ekologisk potential innebära att man genomför de åtgärder som krävs för att uppnå "gynnsam bevarandestatus". Den viktigaste faktorn för Natura 2000-arter och livsmiljöer i vattendrag, så som svämädellövskog (91F0), svämskog (91E0) och svämängar (nordliga, boreala alluviala ängar, 6450) anses vara en naturlig flödesregim och fungerande konnektivitet (von Wachenfeldt & Bjälke 2017). I reglerade vattendrag kan man istället behöva "designa" ett flöde där de viktigaste flödesegenskaperna efterliknas och hitta tröskelvärden där man uppnår balans mellan miljöhänsyn och produktionsaspekter (Acreman 2014). Flera studier har visat att begränsade flödesåtgärder kan vara effektiva i att återställa ekosystem med höga naturvärden i reglerade vattendrag (Poff & Schmidt 2016), och små förändringar i regleringen kan delvis återställa förlorade ekosystemfunktioner (Kennedy m.fl. 2016). Keady m.fl. (2017) visade att en högflödespuls hade en positiv effekt på strandvegetationen i Coloradoflodens delta, och Kiernan m.fl. (2012) visade att införande av begränsade högflödespulser kunde återställa inhemsk fisk i ett reglerat vattendrag i Kalifornien. Rivaes m.fl. (2015) visade genom modellering

att korta högflödestoppar minskade negativa regleringseffekter på strandvegetationen. Olden m.fl. (2014) har i en review granskat experimentella flödespulser och även om uppföljningarna är begränsade visar de att dessa pulser kan återställa ekosystemfunktioner och till och med öka värdet av andra naturresurser.

I detta projekt undersöker vi hur strandvegetationen på sandrevelmiljöer och i svämskog förhåller sig till översvämningsdynamik, för att på så sätt hitta nivåer av flöde som kopplar till upprätthållande av dessa miljöer. För att miljöanpassa pågående vattenreglering så att de negativa effekterna i ekosystemet minskar är det av värde att hitta kvantitativa samband mellan flödesvariabler och ekologiska faktorer och processer. Vi har vi analyserat effekten av, och potentialen för, återintroduktion av högflödespulser som efterliknar säsongsbundna översvämnningar, för att förstärka de processer som skapar och förnygrar livsmiljöer med höga naturvärden knutna till stränder. Syftet är att (1) hålla borta terrestra arter som gran från stränder, (2) flytta på sediment i meandrande vattendrag och bygga upp sandavlagringar på näs, och (3) gynna etableringen av typiska arter på stränder, vars utbredning minskat på grund av reglering.

Målet med projektet var att hitta metoder som uppfyller kraven på miljöförbättring och förmåga att upprätthålla arters livsmiljöer i reglerade vattendrag med Natura 2000-områden, så att svämskog, svämädellövskogar och svämängar, men också på de specifika strandekosystem som utvecklas i meandrande vattendrag med sandiga näs och uddar kan bevaras. Vi ville hitta de mest kostnadseffektiva åtgärderna genom att få en bättre kvantitativ förståelse för sambanden mellan viktiga komponenter i flödet och de ekologiska värden vi vill bevara i dessa områden. Genom att bara titta på historiska flöden och efterlikna dem när man utformar en åtgärd får man inte den direkta kopplingen till biologin.

Projektet har i huvudsak haft två arbetspaket; AP1 där vi arbetat med sandrevelmiljöer i reglerade vattendrag, samt AP2 där vi arbetat med svämskog och ädelsvämskog i reglerade vattendrag. Arbetet för AP1 har gjorts i de mellersta delarna av Klarälven, och arbetet i AP2 har gjorts i nedre delarna av Dalälven. Dessa områden har några av de högsta naturvärdena knutna till stränder i Sverige och är samtidigt påverkade av vattenkraftsproduktion. Våra resultat kring samband flödesdynamiken och naturvärden är dock applicerbara i fler svenska vattendrag där man behöver göra avvägningar mellan naturvärden knutna till stränder och vattenkraftsproduktion.

I Klarälven är de höga naturvärdena knutna så väl till översvämningsdynamik som till erosions- och sedimentationsdynamik i den meandrande älvfåran. De rödlistade arterna daggvide (*Salix daphnoides*) och mandelpil (*Salix triandra*) är signaturarter på de sandiga näs och uddar som bildas, och de har minskat kraftigt på grund av reglering vilken lett till habitatförlust (Hedensskog m.fl. 2015, Bjälke & Sundberg 2014). Nedre Dalälven har några av de högsta naturvärdena i Sverige när det gäller strandekosystem. Med sin mångfald av livsmiljöer listade i Art- och habitatdirektivet är det unika områden med många rödlistade arter. På grund av

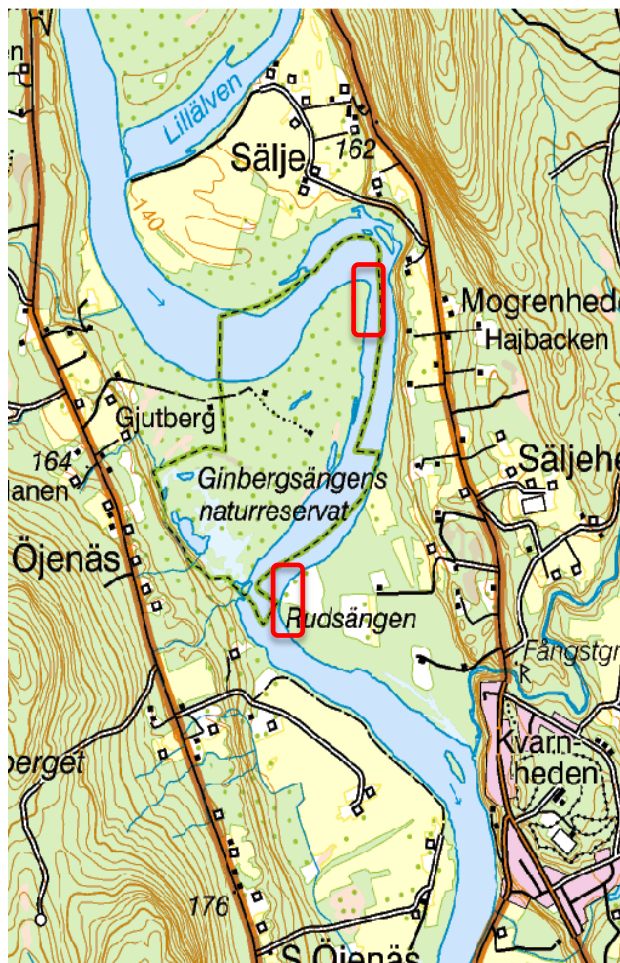
reducerade höglödestoppar kan arter som gran konkurrera ut arter knutna till svämskogar, vilket leder till smalare stränder med lägre artrikedom. Dessa livsmiljöer är alltså beroende av återkommande översvämningar men det är inte klarlagt hur frekventa och långa dessa översvämningar behöver vara.

Genomförande

AP1

Lokal

Arbetspaketet utfördes under 2019 (samt att data som ingår i AP samlades in under 2018) av Birgitta Malm Renöfält, Roland Jansson samt fältpersonal. Inom projektet valdes tre delsträckor ut i kommunikation med Länsstyrelsen Värmland. Dessa är Backamon (mellan Stöllet och Ekshärad), Ginbergsängen och Rudsängen (båda mellan Ekshärad och Edebäck). Dock hade en logger för vattenståndsmätningar vid Backamon försvunnit helt och en hade placerats så kraftigt att tillförlitliga mätdata inte gick att få. Utan detta data kunde vi inte göra sambandsanalyser mellan vegetation och flödesdynamik och denna lokal utgick därför. Det vidare inventeringsarbetet koncentrerades till Ginbergsängen och Rudsängen (Figur 1). Dessa lokaler har även fördelen att de ligger nära pegel i Edebäck vilket gör att det är betydligt enklare att ta fram bra översvämningssmodeller som kan kopplas till flöde utan att ha en direkt avbördningskurva för lokalen. Kravet för lokalerna var att de skulle ha en tydlig erosions- och depositionsstrand.



Figur 1. Delsträckor vid Ginbergsängen och Rudsängen. Varje delsträcka omfattade både erosions- och depositionsstrand.

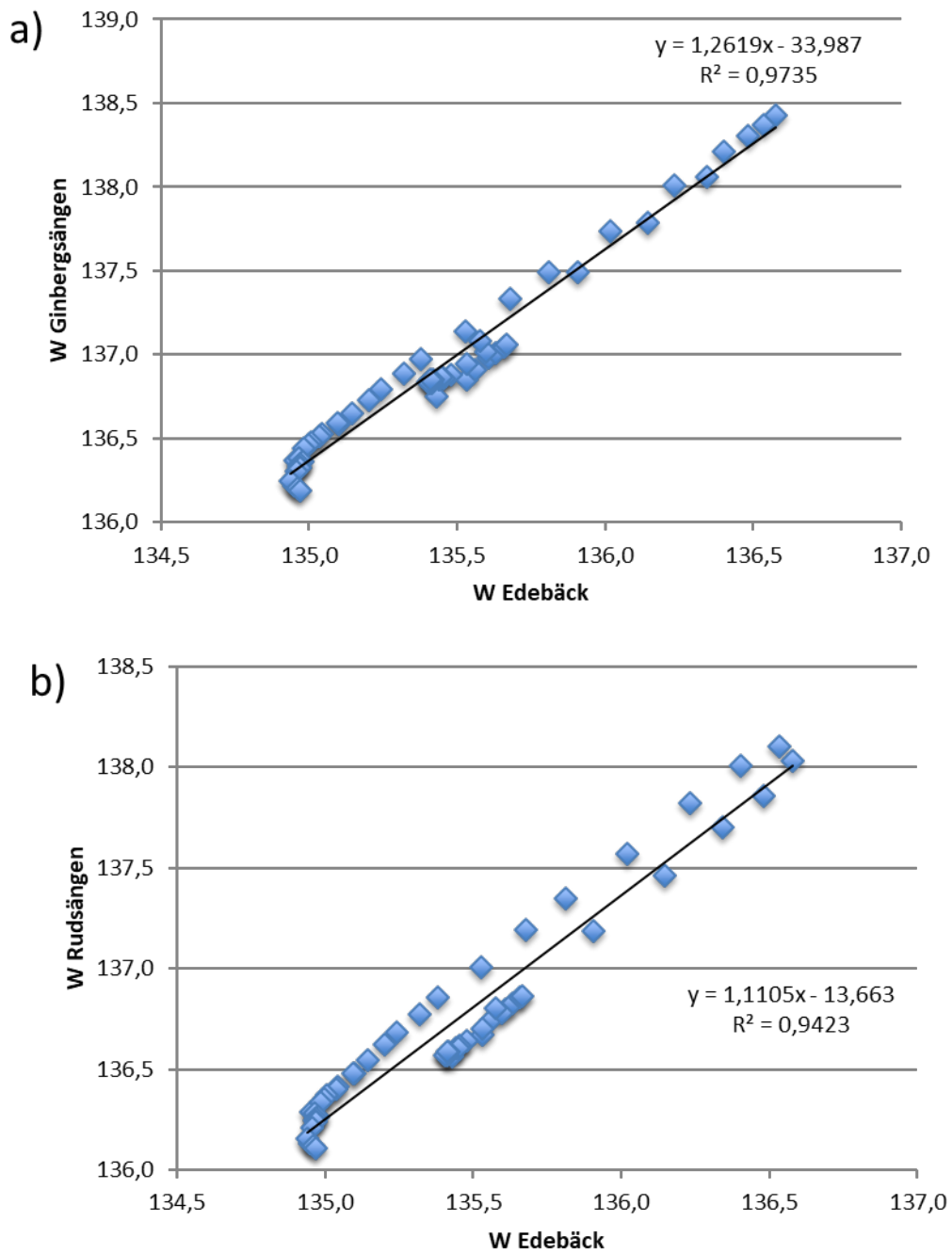
Hydrologi

Lokal vattenståndsregim under perioden December 2017 – Augusti 2018 analyserades med hjälp av Troll®tryckloggrar. På varje lokal placerades två loggrar; en i uppströms ände av lokalen, och en i nedströms ände. Varje logger placerades på en tung bromsskiva i vilken en vajer fästes för att förankra loggern vid stranden. Positionen på varje logger mättes in med hjälp av en nätverks-RTK (Real Time Kinetics, mätosäkerhet ca 1-2 centimeter i plan respektive 2-3 centimeter i höjd, Trimble® R10 GNSS). För att kompensera för lufttryck placerades en lufttryckslogger i ett träd i anslutning till vattenståndsloggern. På så sätt beräknas vattenpelarens höjd över loggern (vattenståndsvariationen), vilken då kunde kopplas till inventeringsytornas positionering på stranden. Ett mätvärde varje timme loggades. Nuvarande och historiska vattenföringsdata hämtades in från VattenWeb (SMHI), Stationsnr 1703 Edsforsens KRV, historiska data från pegel Edebäck, samt att vattenförings- och vattenståndsdata erhöles från Fortum AB som är verksamhetsutövare i anläggningen Edsforsens KRV.

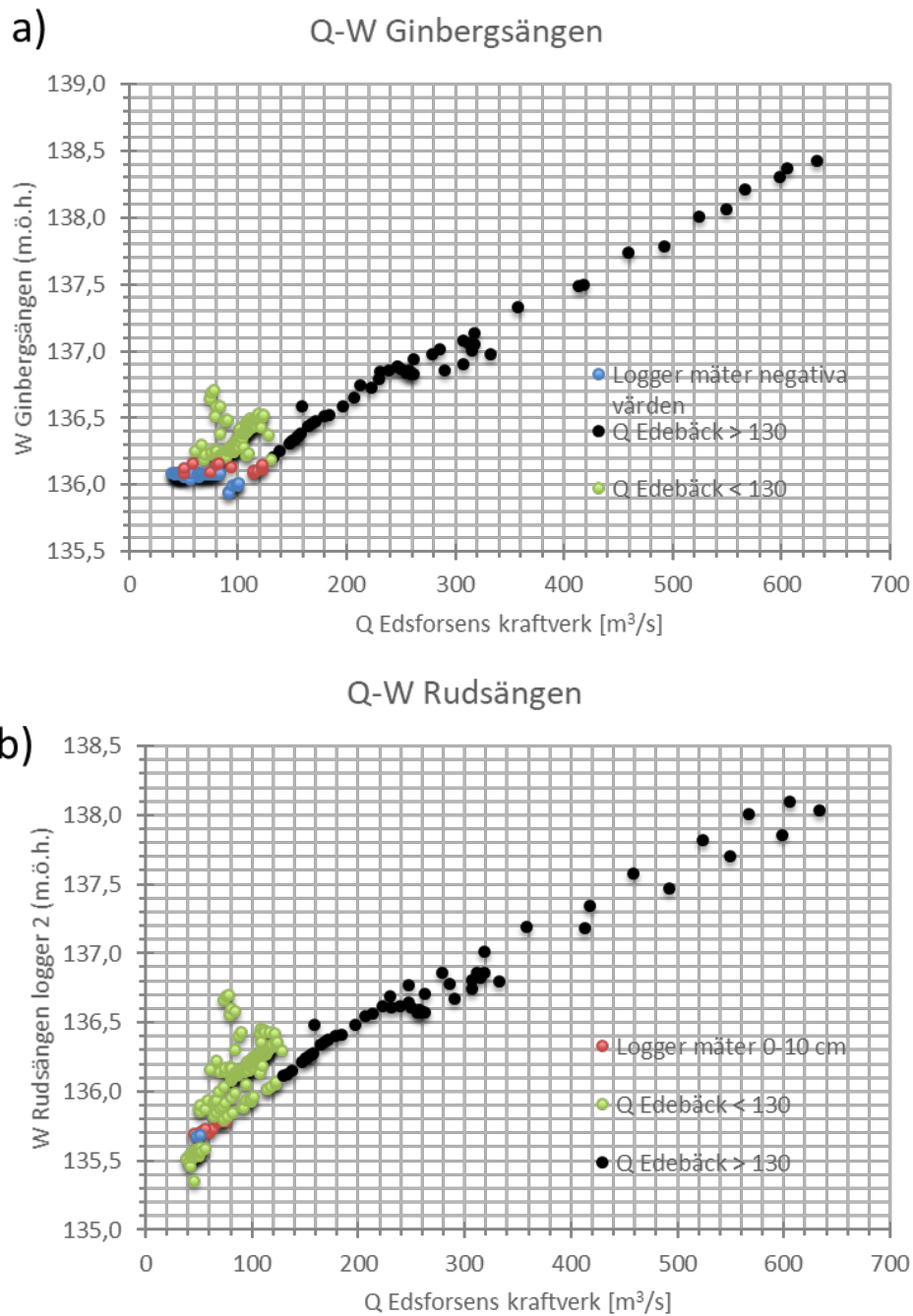
De tidsperioder som användes var 1930–1939 för oreglerade förhållanden, och 2008–2018 för reglerade förhållanden. Vattenståndsdata användes för att beräkna hur många dagar i snitt som de undersökta provytorna varit översvämmade under

den senaste tioårsperioden. Tio år valdes som en lämplig tidsperiod för att ha kunnat ge genomslag i vegetationsutbredningen på ytorna. Vattenståndsdata från Fortum angavs i höjdsystem RH70 och höjddata från RTK erhöles i höjdsystem RH2000. Eftersom landhöjningen varierat över Sverige behövde höjdsystemen korrigeras plats specifikt, och vi mätte detta vid Edsforsens KRV pegelstation. På så sätt kunde inmätta och erhållna höjddata korrigeras för att samstämna. Inmätta höjddata från våra vattenståndsloggrar och vattenståndsdata från pegelstation korrelerade starkt ($R^2=0,97$ (Figur 2b) för Ginbergsängen och $R^2=0,94$ för Rudsängen (Figur 2a). Dessa samband bedömdes tillräckligt bra och tillförlitliga för att använda pegeldata för vattenstånd från Edebäck för att modellera översvänningsregimen på de inventerade ytorna.

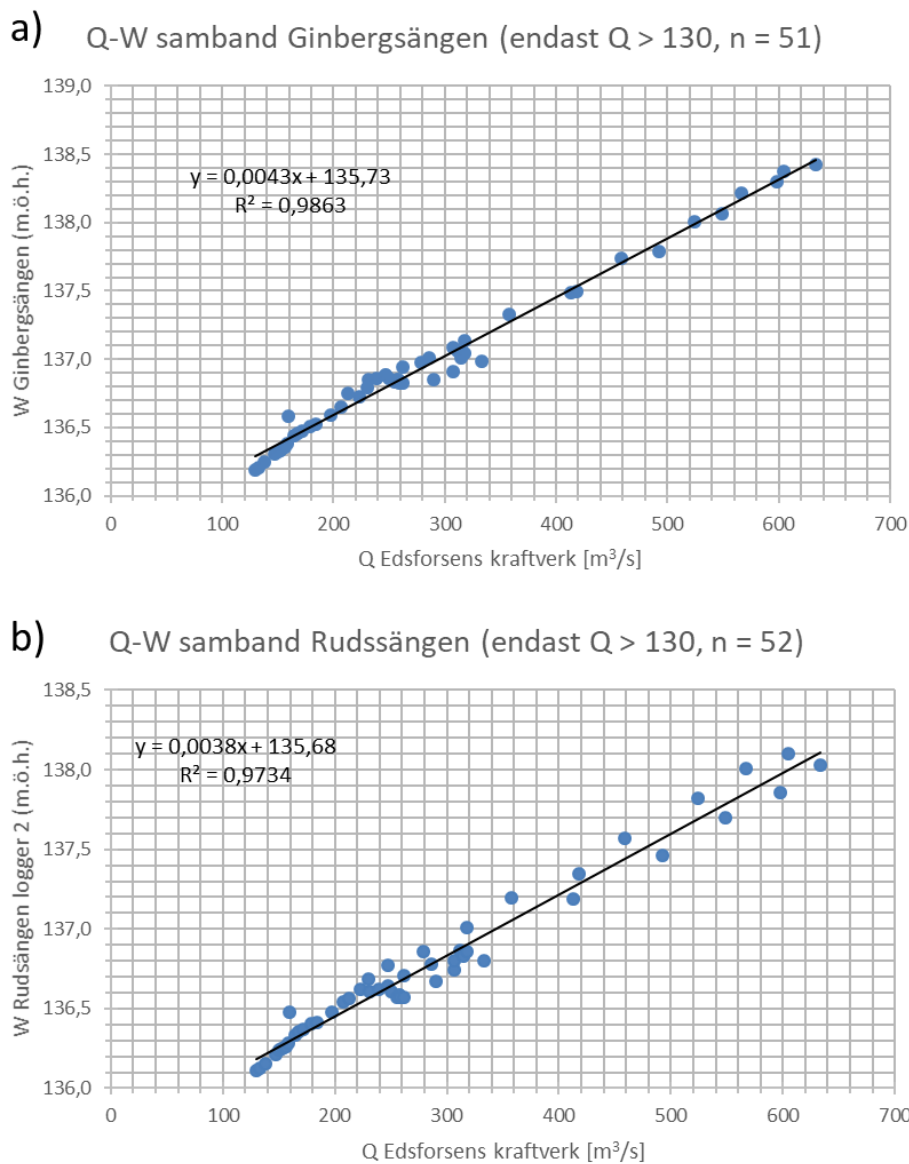
När det gäller att översätta flödesnivåer till vattenståndsdata hade vi större problem, i synnerhet vid lägre vattenföring. I naturliga oreglerade vattendrag följs flöden och vattenstånd åt i ett förutsägbart mönster, där ett visst flöde motsvarar en viss nivå på en specifik plats. Under reglerade förhållanden där man har en damm i närheten som kan antingen dämna upp eller släppa igenom vatten kan detta samband frikopplas. I det undersökta området såg vi att vid vattenföringar under $130 \text{ m}^3/\text{s}$ så skedde detta (Figur 3). Inte bara reglering utan även isbildningar under vintern ställer till sambanden då de kan fungera som en damm. För vattenföringar över $130 \text{ m}^3/\text{s}$ har man sannolikt inte samma möjlighet att variera dämningseffekten och det finns ett starkare samband, särskilt för Ginbergsängen (Figur 4). Detta gör det svårt att förutsäga var på de nedre delarna av stranden som vattenstånden hamnar vid flöden lägre än $130 \text{ m}^3/\text{s}$. Dessa lägre flöden förekommer framför allt vintertid, men kan vissa år även förekomma sommartid (Figur 5). För högre flöden anser vi dock att sambanden var tillräckligt tillförlitliga.



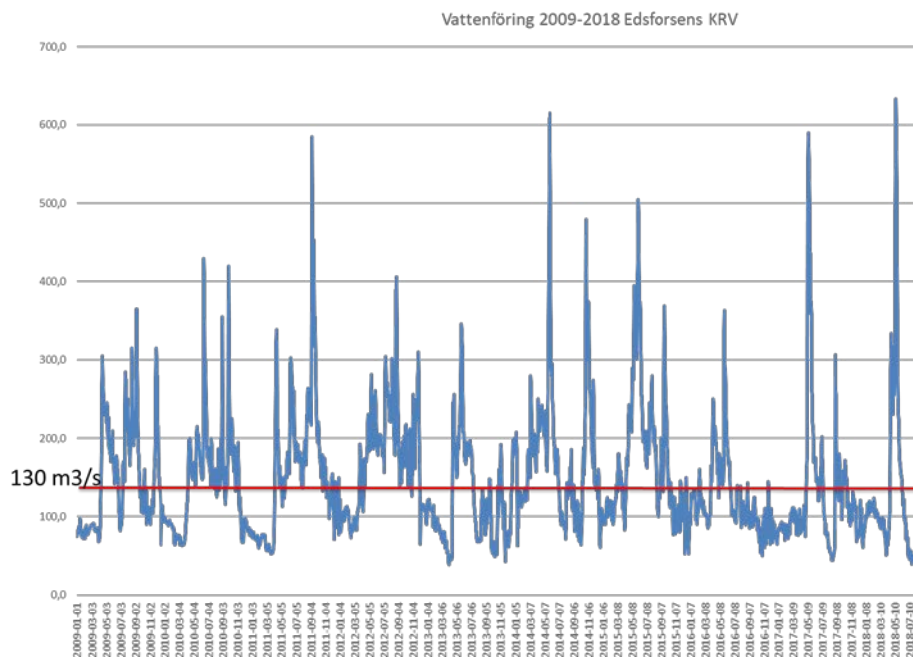
Figur 2. Samband mellan inmätta vattenståndsdata och pegeldata för a) Ginbergsängen, och b) Rudsängen.



Figur 3. Samband mellan vattenstånd och flöde för a) Ginbergsängen, och b) Rudsängen. Sambandet är beräknat på vattenföringar över $130 \text{ m}^3/\text{s}$ (svarta punkter). För vattenföringar under $130 \text{ m}^3/\text{s}$ varierar vattenstånden oförutsägbart (gröna punkter). Röda punkter markerar när logger mäter endast låga mätvärden (på väg att hamna på land) vilket ger osäkrare värden, och blå punkter visar när loggern har uppmätt negativa värden i serien vilket kan orsakas av t.ex. is eller att loggern faktiskt hamnar på land.



Figur 4. Samband mellan vattenstånd och flöde för a) Ginbergsängen, och b) Rudssängen för flöden över 130 m³/s.

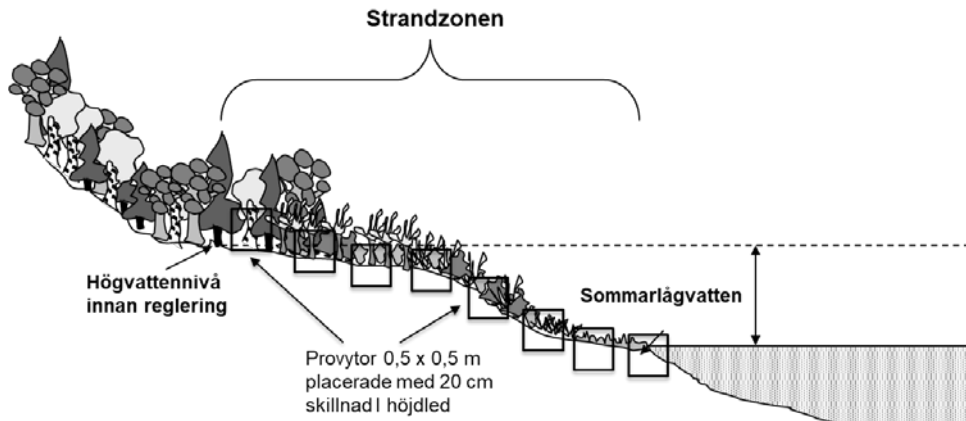


Figur 5. Vattenföring vid Edsforsens KRV under perioden 2009.01.01- 2018.07.10.

Inventering kärlväxter

På varje lokal definierades erosionszon respektive depositionszon. I varje zon placerades ett antal transekter med en utbredning från lägsta vattenlinje till vad som bedömdes vara de övre delarna av stranden under oregerade förhållanden (Figur 6). Detta bedömdes utifrån geomorfologi samt förekomst av äldre grövre granar. Då Klarälven i dessa delar är mycket dynamisk är det svårt att exakt säga var den övre delen av stranden tidigare befunnit sig, men baserat på historiska vattenståndsdatabaser bedömer vi att vi har träffat relativt rätt i höjddled.

I varje transekt placerades provtytor med ca 20 cm mellanrum i höjddled omväxlande på höger respektive vänster sida om en tänkt mittlinje. Detta gjordes för att provtytor aldrig skulle kunna överlappa vid brantare partier på stranden. I de fall där strandlinjen gick upp för att sedan gå ner igen placerades provtytor så att detta täcktes in, då vegetationsammansättningen sannolikt kan variera beroende på hur den exponeras för översvämningar. Exakt höjd på varje provtyta mättes in med RTK. Denna inventeringsmetodik är gemensam både för AP 1 och AP 2.



Figur 6. Placering av provytor i transekter med 20 cm skillnad i höjddled. Placeringen representerade olika vegetationszoner. Gemensam metodik för AP1 och AP 2.

Inventeringen gjordes under två veckor i augusti, då alla arter bedöms utvecklade och identifierbara. På Ginbergsängen placerades 8 transekter på depositionssidan och 4 transekter på erosionssidan. Transekterna placerades med ca 25 meters mellanrum. På Rudsängen placerades 8 transekter på depositionssidan och 3 transekter på erosionssidan. Varje transekt motsvarade ca 14 provytor. Totalt inventerades 241 provytor varav 177 på Ginbergsängen och 164 st på Rudsängen. Vi valde att prioritera många transekter på depositionssidan då vegetationssammansättningen på dessa ansågs vara av störst intresse då det är här man hittar arter som daggvide och mandelpil. På varje provyta noterades förekomst av arter, täckningsgrad kärlväxter, andel bar jord, substratets sammansättning samt mosstäckning. Arterna dokumenterades efter nomenklaturen enligt Krok och Almquist (1994).

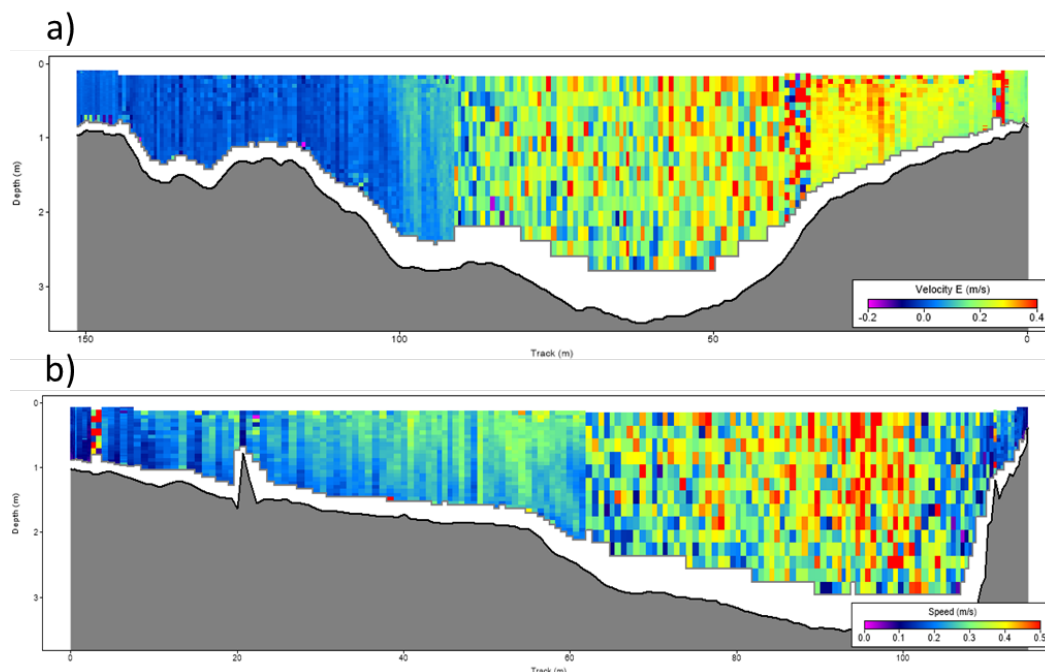
Sedimentsammansättning

På varje provyta togs fyra sedimentproppar med sedimentprovtagare. Varje propp representerade de översta 10 cm av ytan. De fyra propparna blandades, torkades och innehållet siktades för att bestämma fraktionsstorlek och procentuell sammansättning. En delmängd av proverna vägdes och därefter brändes. Efter bränning vägdes proverna igen för att på så sätt bestämma andelen organiskt material i varje provyta.

Inventering av fårans struktur samt fördelning av vattenhastigheter

Inventering av fårans form samt vattenhastigheter under en flödesnivå gjordes med ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler, Figur 7). Sträckan som inventerades sträckte sig över de båda näsen (totalt 2 km) och totalt kördes ett 50-tal transekter. Syftet med dessa transekter var att med hjälp av HEC-RAS modellera sedimenttransport under olika flödesförhållanden. Tyvärr gjorde sjukdom under projektiden att dessa modelleringar inte gjordes. Tack vare en kraftig vårflod året innan samt kraftig sedimentdeponering på våra loggrar kunde vi ändå dra slutsatser kring sedimentdynamik och flödesnivåer, vilket vi återkommer till i diskussionen.

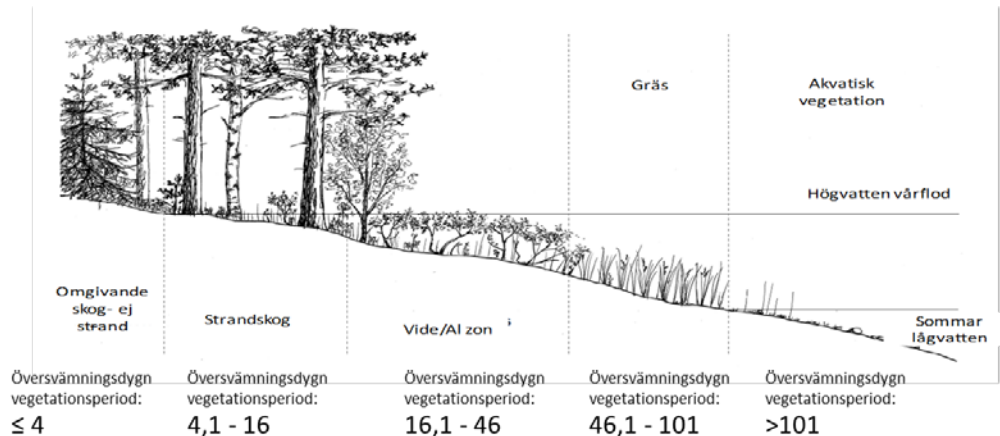
Under de vattenföringar som rådde då vi scannade uppgick maximala vattenhastigheter i vattenkolumnen till ca 0,5 m/s (Figur 7). Sträckan som scannades faller med ca 0,25m på 2000 m (uppmätt från nationella höjddata, grid 2+).



Figur 7. Exempel på ADCP-transekt för a) sträckan Ginbergsängen och b) sträckan Rudsängen

Beräkningar av utbredning vegetationszoner före och efter reglering baserat på hydrologi

Då olika växtarter är olika toleranta mot översvämning ger detta upphov till en zonerings av stranden där artsammansättning och karaktär skiljer sig med översvämningsgrad. En tidigare studie i Vindelälven, Västerbottens län (Ström m.fl. 2012) där man undersökte möjliga framtidsprognoser för vegetationszoner baserat på klimatrelaterade modellerade förändringar i hydrologi konstaterade man att de artrikaste zonerna på stranden utgörs av de intermediärt översvämmade ytorna framför allt i videbältet och strandskogen. I detta arbete kopplade man vegetationszonernas utbredning med antal dagar det varit översvämmat (Figur 8).



Figur 8. Koppling mellan översvämningsdygn under vegetationsperioden och olika växtzoners utbredning. Omarbetad från Ström et al. 2012.

AP2

Arbetspaketet utfördes av Birgitta Malm Renöfält, Roland Jansson samt fältpersonal. En student, Alma Dahlberg, har även gjort en kandidatuppsats i projektet för lokal Färnebofjärden och Fullsta (Dahlberg 2021, Bilaga 1). Ytterligare en student, Hilda Brynjarsdotter, har gjort en masteruppsats för lokal Bredforsen (Brynjarsdotter 2022, Bilaga 2).

Lokal Färnebofjärden och Fullsta

I arbetspaketet inventerades under 2020 lokaler i och i anslutning till anslutning till Färnebofjärdens nationalpark. Innan vi valde lokaler kontaktade vi Länsstyrelsen Dalarna för hjälp. De lokaler vi valde ut ligger dels vid nordvästra delen av Mattön (lokal Färnebofjärden), i den norra delen av Färnebofjärdens nationalpark, dels en bit längre inåt landet från Färnebofjärden, där Dalälven flyter genom sjön Bysjön (lokal Fullsta). Denna sjö ligger inom Dalarnas län, strax söder om Fullsta. Inventeringslokalerna är placerade längs den nordöstra stranden av sjön (Figur 9). Det finns även inventerat data från en lokal lokaliserad inom Kungsgårdsholmarna Prosnäsets nationalpark, men detta data har inte analyserats.

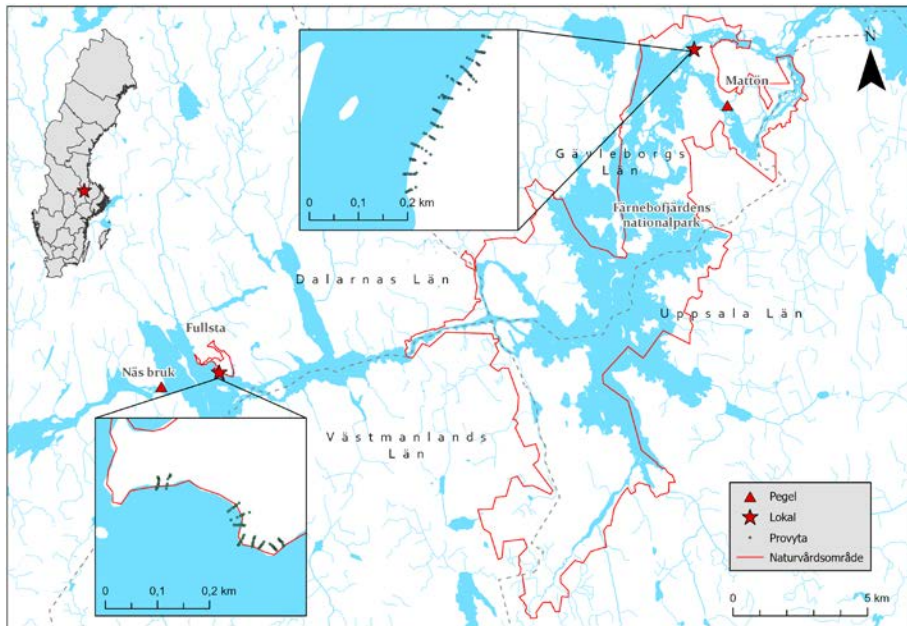
Området vid lokal Färnebofjärdens ligger vid nordvästra delen av Mattön, i den norra delen av Färnebofjärdens nationalpark (Figur 9). Området består av tre Natura 2000-områden vilka utgörs av svämpåverkade ädellövskogar, svämlövskogar och svämängar som är beroende av de återkommande översvämningarna som avsätter näringsrika sediment. Flera sällsynta arter av mossor, lavar, skalbaggar fåglar och kärlväxter återfinns i området. Av översvämningarna gynnas flertalet arter av lövträd så som björk, asp och al. Färnebofjärden är skyddad som nationalpark och åtgärder så som skogsbruk är stoppade. Då årshögstaflödet har minskat på grund av reglering så hotas dessa svämmarker av igenväxt. Naturtyperna beroende av översvämning är de mest hotade områdena på grund av regleringen av Dalälven. Områden hotas av

igenväxt av framför allt gran. Inventeringslokalen i Färnebofjärden skedde i ett område klassat att hysa svämädellövskog (Länsstyrelsen Gävleborg, 2017).

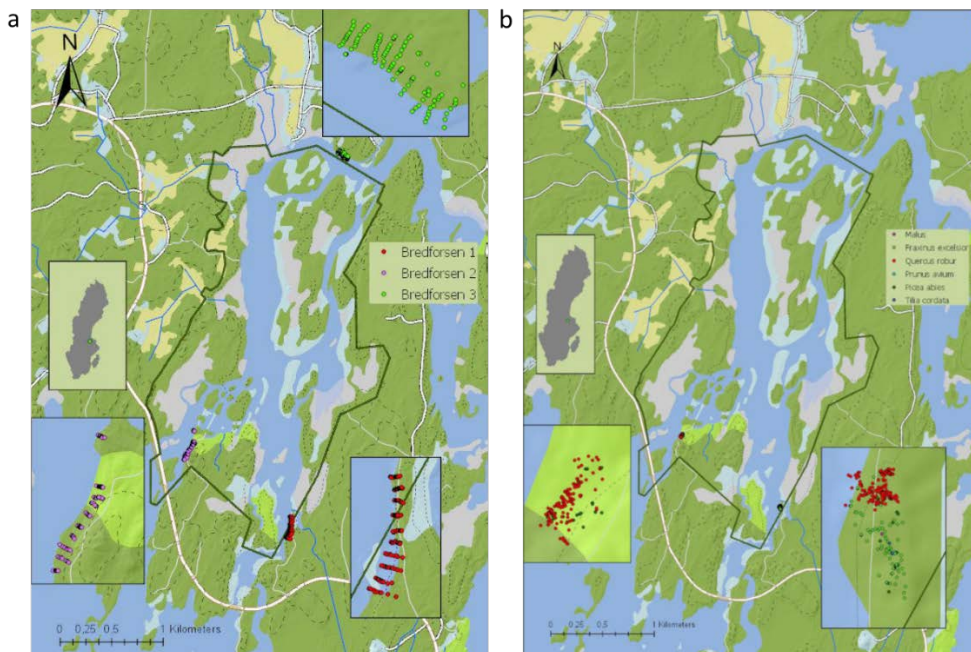
Området vid lokal Fullsta (Figur 9) består av svämängar och trädbeklädda betesmarker, och den lövrika granskogen bibehålls genom de återkommande översvämningarna samt genom den mänskliga faktorn då slåtter och bete har bedrivits i området. Svämängarna i området hotas av igenväxning då marken ej brukas tillräckligt av bete, samt reglerad vattenföring. Vid igenväxningen missgynnas de strandväxter som kräver mycket ljus för överlevnad. Inventeringen skedde vid områden med svämängar, trädbeklädda betesmarker och på fuktängar (Dalarnas Län 2018).

Lokal Bredforsen

Under 2021 kompletterades inventeringen med tre lokaler i Bredforsens naturreservat (Figur 10 a). Bredforsen ligger 5 km norr om Söderfors. Det är ett Natura 2000-reservat och innehåller många viktiga och hotade livsmiljöer, t.ex. svämskog, svämädellövskog och svämängar. Bredforsen är en reglerad, minimitappad vattenförekomst och har till största delen förlorat den naturliga översvänningsregimen. Merparten av vattnet går till Söderfors KRV, och flödet till Bredforsen utgörs av ett minimiflöde flöde på 15 m³/s sommartid och 5 m³/s vintertid. Historiskt sett utgjorde Bredforsen den huvudsakliga älvfåran i och kännetecknas av ett nätverk av fåror, några av dem är idag helt torra delar av året. Före regleringen nådde vårfloden i Bredforsen i kombination med ytterligare en stor älvfåra (Lillfyllningen, en del av Bredforsenområdet) nivåer på 500 m³/s (Länsstyrelsen Dalarna 2018). Alla tre lokalerna i Bredforsen klassas hysa svämädellövskog. Utöver detta så noterades förekomst av gran (*Picea abies*) respektive ädellöv i två områden i Bredforsens naturreservat (Figur 10b). Detta gjordes på så sätt att förekomst av varje individ mättes in med en RTK för att få exakt position. Detta användes sedan för att titta på sambanden mellan förekomst av olika trädarter och översvänningsregim. I området bedrivs dock en aktiv skötsel som håller borta granen och lokalerna innehöll inte särskilt mycket gran. Det fanns dock gott om mindre ekar (*Quercus robur*) på alla lokaler. Så pass många att vi på område 1 fick begränsa den totala ek-inventeringen till en mindre del av ytan.



Figur 9. Karta över de två studieområdena (stjärna), samt utbredningen av provytor (punkter). Pegel för vattenståndsmätning är utplacerade (triangel). Koordinatsystem Sweref99 TM. Kartlager är erhållna från Lantmäteriet. (Karta från Dahlberg 2021)

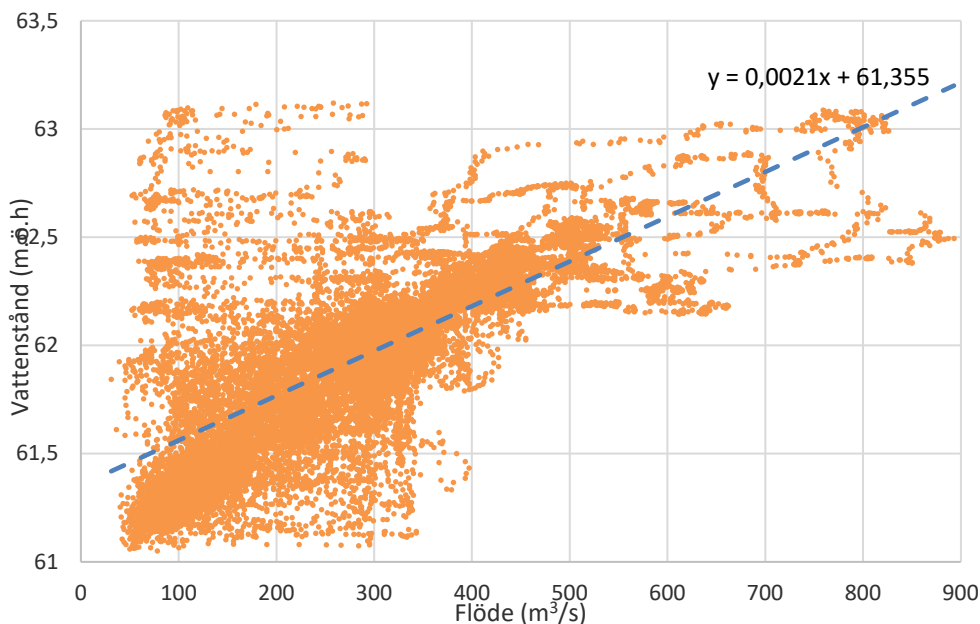


Figur 10 Karta över a) de tre områdena i Bredforsen där vi inventerat transekter, och b) inmätningsslokal för gran samt ädellövsarter. Inmätningen av ek begränsades till en mindre del av yta 1 då tätheten var så hög. Punkterna markerar provytornas, respektive trädindividuers placering på respektive område. Alla inventerade områden i Bredforsen utgjordes av naturtyp klassad som ädellövskog. Koordinatsystem Sweref99 TM (Kartor från Brynjarsdotter 2022).

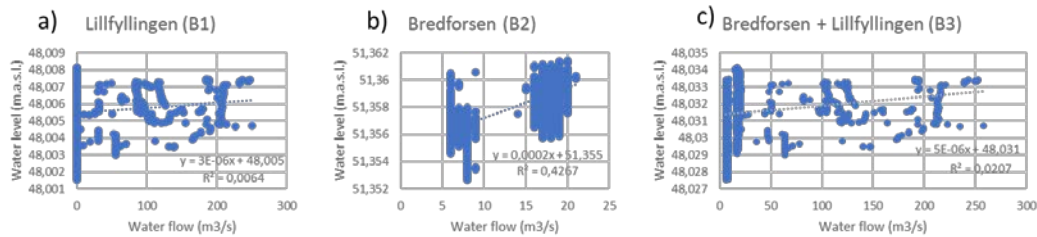
Hydrologi

Lokal vattenståndsregim analyserades på samma sätt i AP2 som i AP 1 genom Troll®tryckloggrar. På varje lokal placerades en loggrer, då vattenytan på dessa lokaler var platt och eventuell fallhöjd inte behövdes tas i beaktande. Även här placerades varje logger på en tung bromsskiva som förankrades vid stranden och positionen mättes in med en nätverks-RTK och en lufttryckslogger placerades i ett träd i anslutning till vattenståndsloggern. Ett mätvärde varje timme loggades. För AP2 hade vi dock ett större problem att ta fram bra samband mellan flöde och vattenstånd, både för lokalerna i Fullsta och Färnebofjärden och lokalerna i Bredforsen. För lokalerna i Fullsta och Färnebofjärden användes vattenföringsdata från Näs KRV och pegeldata från Länsstyrelsens pegrar i området (Figur 9) samt egna vattenståndsloggrar. Dock är sambandet väldigt spretigt, framför allt vid lägre vattenföringar (Figur 11). Det samma gällde för lokalen vid Färnebofjärden. Vi hade dock problem med att våra loggrar hade flyttat sig. Data från länsstyrelsens pegeldata kunde dock användas att beräkna översvämningsdynamiken på de inventerade rutorna då lokalerna låg nära dessa pegrar.

För lokalerna i Bredforsen användes data från Diver® tryckloggrar som Vattenfall AB hade placerade i området i syfte att modellera översvämningsdynamik i området. Här fanns totalt 21 st vattenståndsloggrar samt en lufttryckslogger. Vi valde ut de loggrar som var bäst lämpade för våra lokaler och gjorde översvämningsberäkningarna utifrån dessa. Även för lokalerna i Bredforsen var sambandet flöde in i Bredforsens torrfåra och vattenstånd ganska spretigt (Figur 12). För lokal B1 finns i princip inget samband, utan vattenståndet är ganska stilla. Det tyder på att den fåra (Lillfyllingen) lokalen ligger i är mer hydrologiskt fränkopplad från inflödet än lokal B2 (som ligger i fåra Bredforsen). Även lokal B3 (Lillfyllingen + Bredforsen) speglar mest förhållandena i Lillfyllingen, men vid denna lokal har de båda fårorna gått ihop.



Figur 11. Samband mellan flöde och vattenstånd i Fullsta baserat på timdata under perioden 040718–311220. $r^2=0,55$, $p < 0,001$.



Figur 12. Samband mellan flöde och vattenstånd för lokalerna a) B1, b) B2, samt c) B3.

Inventering av kärlväxter och beräkning av översvämningsdynamik

Inventeringen av kärlväxter följde samma transektmetodik som inventeringen i AP1. Insamlingen av data från Färnebofjärden, Fullsta och Kungsgårdsholmarna skedde under augusti 2020. För dessa områden blev det ca 10 rutor per transekt och ca 12 transekter per lokal. Transekterna placerades med ca 25 meters mellanrum. Inom varje ruta i transekten inventerades alla kärlväxter, kärlväxternas täckningsgrad, bar jord samt substratets sammansättning. Arterna dokumenterades efter nomenklaturen enligt Krok och Almquist (1994). Även här mättes höjden på varje yta in med en Nätverks-RTK. Inmätningen gjordes i RH2000. Vattenståndet vid lokalerna är baserat på data från Länsstyrelsens peglar som är lokaliserade i närheten av lokalerna (Figur 9). Även dessa mäter i RH2000. Perioderna för vattenståndsdata från länsstyrelsens peglar motsvarar 2,92 år för Färnebofjärden, och 2,76 år för Fullsta. I stället för att beräkna antal översvämmade dagar per år för dessa korta perioder användes hela perioden och omberäkning gjordes utifrån data från studien av Ström m.fl. (2012) som användes för beräkning av utbredning vegetationszoner före och efter reglering baserat på hydrologi i AP1, Tabell 1, Figur 8).

För lokalerna i Bredforsen skedde inventeringen av vegetationstransekterna under augusti 2021 enligt samma metodik och med samma variabler som tidigare. Även här löpte transekterna från sommarlågvattnet till det vi bedömde som högvattennivå. Totala antalet transekter för varje lokal i Bredforsen var 10, men antalet provytor per transekt varierade från 7 till 15. Det var ca 25 m mellan varje transekt.

Tabell 1. Medel antal översvänningsdagar per år under vegetationssäsong för de olika vegetationsbältena i den oreglerade Vindelälven (data från Ström, Jansson och Nilsson (2012)), samt motsvarande översvänningsdagar för mätperioderna i Färnebofjärden respektive Fullsta.

	Vegetationsgrupp	Medel antal dagar översvämmade per år Vindelälven	Antal dagar översvämmat under mätperiod Färnebofjärden	Antal dagar översvämmat under mätperiod Fullsta
1.	Terrester vegetation	≤ 4	≤12	≤11
2.	Strandskog	4,1–16	12,1–47	11,1–44
3.	Vide	16,1–46	47,1–134	44,1–127
4.	Graminoider (gräs)	46,1–101	134,1–295	127,1–279
5.	Amfibisk vegetation	>101	>295	>279

Modellering av arters sannolika utbredning.

Kurvor för arters sannolika utbredning är ett verktyg för att koppla arters förekomst till flödesrelaterade variabler (Merritt m.fl. 2009). I detta projekt använder vi nivå på stranden (m.ö.h) som proxy för översvänningsdynamik. Baserat på kopplingen mellan nivå på provyta och vattenståndsnivå kan vi ange översvänningsdynamik för nivåerna. Sannolikhetskurvor för utbredningen i höjdd led av de utvalda arterna skapades för respektive lokal. Kriteriet för att en art valdes var en förekomst över 5 ggr. Detta gjordes genom att skapa steg, på en storlek av 0,1 av standardavvikelsen från medelvärdet av de höjder där arten hade påträffats. Dessa värden användes för att ta fram ett normalfördelat värde för varje höjdsteg med hjälp av funktionen för normalfördelning i Excel. Värdena för höjden och dess täthetsvärde användes för att skapa normalfördelningskurvor för att visa vilken höjd över havet det med störst sannolikhet växer en specifik art. Antal översvänningsdagar, för den lägsta och den högsta möjliga höjden, räknades ut med hjälp av vattenståndsdata kopplat till ytans höjd.

Resultat

AP1

Översvänningsregim och hydrologi

Hydrologin i det undersökta området i Klarälven har förändrats kraftigt i och med regleringen vilket påverkat de naturliga säsongsbundna vattenståndsförändringarna på så vis att den årliga översvämningen i samband med vårflod ofta uteblivit (Figur 13 och 14). Förutom detta så är vattenstånden under sen höst och vinter avsevärt högre än under oreglerade förhållanden. Höjden på den inmätta stranden under fältarbetsperioden varierade mellan 135,40 och 138,98 m.ö.h. för Ginbergsängen och mellan 135,45 och 138,26 m.ö.h. för Rudsängen. Det innebär att ca 35% av de undersökta provytorna i Ginbergsängen, samt ca 48% av de undersökta provytorna i Rudsängen inte regelbundet översvämmas under nuvarande förhållanden. Det innebär också att områdena på

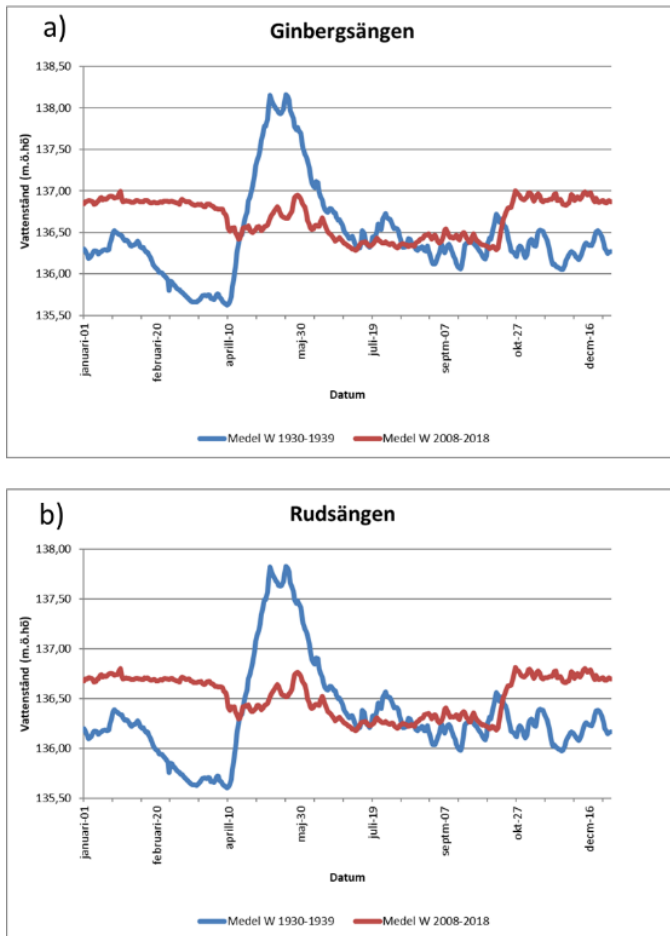
nedre och mellersta delen av stranden är översvämmade under stora delar av vinterhalvåret, när de i en oreglerad situation skulle ligga över vattnet.

Artsammansättning

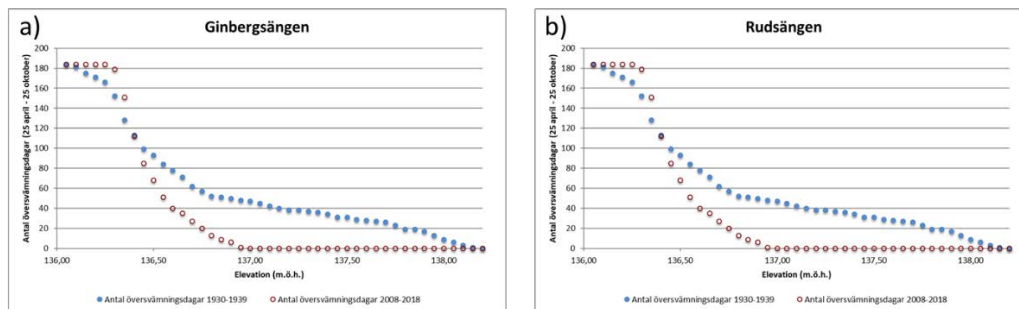
Totalt hittades 100 arter under inventeringen. Ginbergsängen hade 77 arter och Rudsängen hade 75 arter. *Salix phylicifolia+myrsinifolia*, *Viola epipsila+palustris*, *Callitriche cophocarpa+palustris* samt *Poa nemoralis + palustris* behandlades som samma arter då det antingen fanns mycket hybrider eller att arterna är svåra att skilja i fält. 35 arter var unika för depositionsområdena och 25 arter var unika för erosionsområdena.

Sammanställningen av arter överlappade till stor del mellan erosions- och depositionsområdena och både för Ginbergsängen och Rudsängen var de olika typerna av stränder delvis ett subset av varandra artsammansättningsmässigt (Figur 15). Depositionsstränderna har dock en mer heterogen artsammansättning jämfört med erosionsytorna och framför allt i Rudsängen fanns en tendens att florasammansättningen skilde sig åt mellan de olika typerna av stränder (Figur 15).

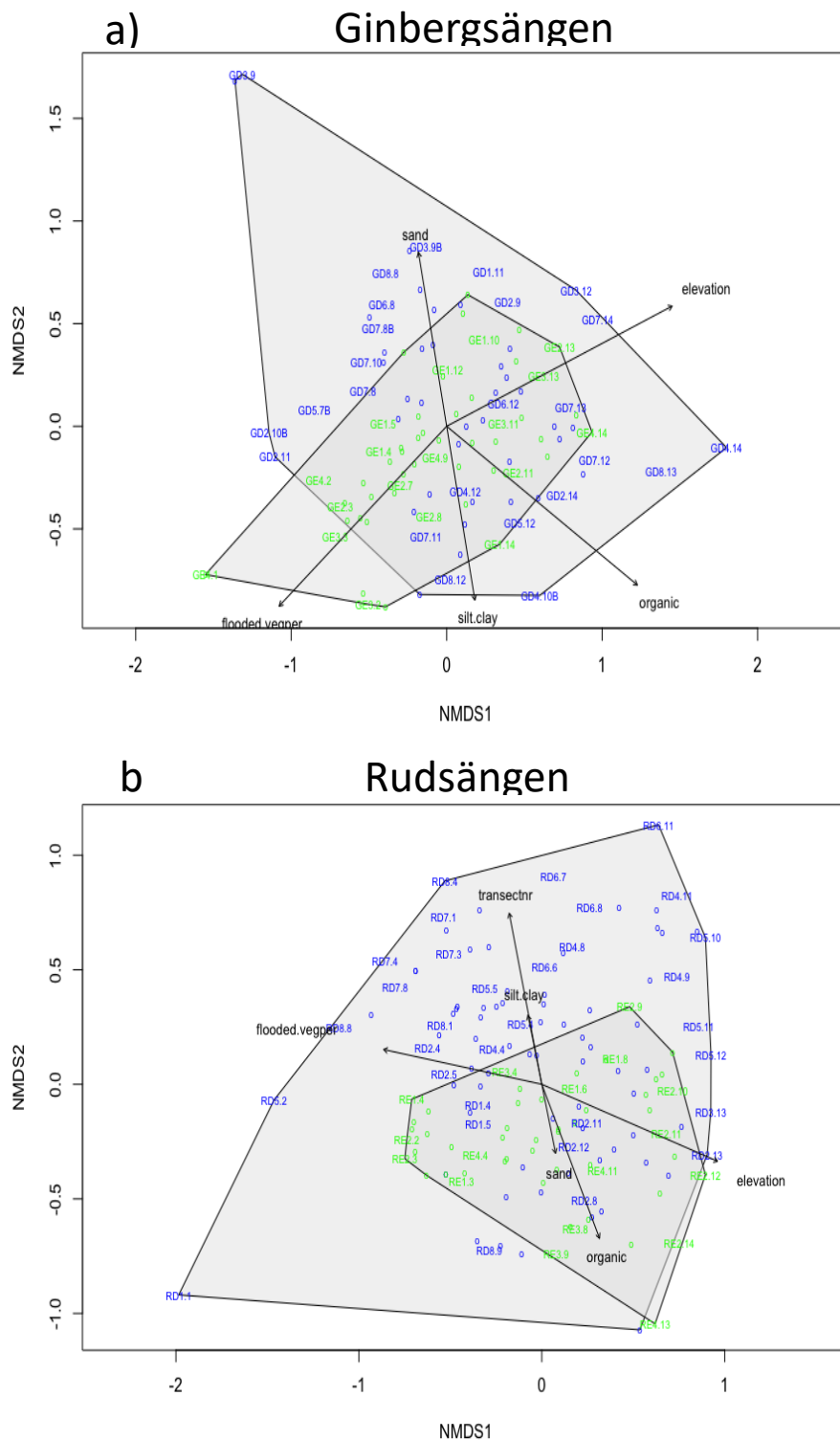
Det fanns inget enhetligt mönster i hur artsammansättningen på olika provytor associerar med olika miljövariabler, utan det skilde sig till viss del åt mellan områdena (Figur 15). Figur 16 visar vilka arter som associerar med utbredningen av de olika provytorna och hur de associerar med olika miljövariabler. Även här var det svårt att se något entydigt mönster då det till viss del skilde sig mellan lokalerna. Dock kunde vi se att arter som knyts till akvatisk vegetationszon, starrbältet och videbältet främst fanns i depositionszonen (Figur 17).



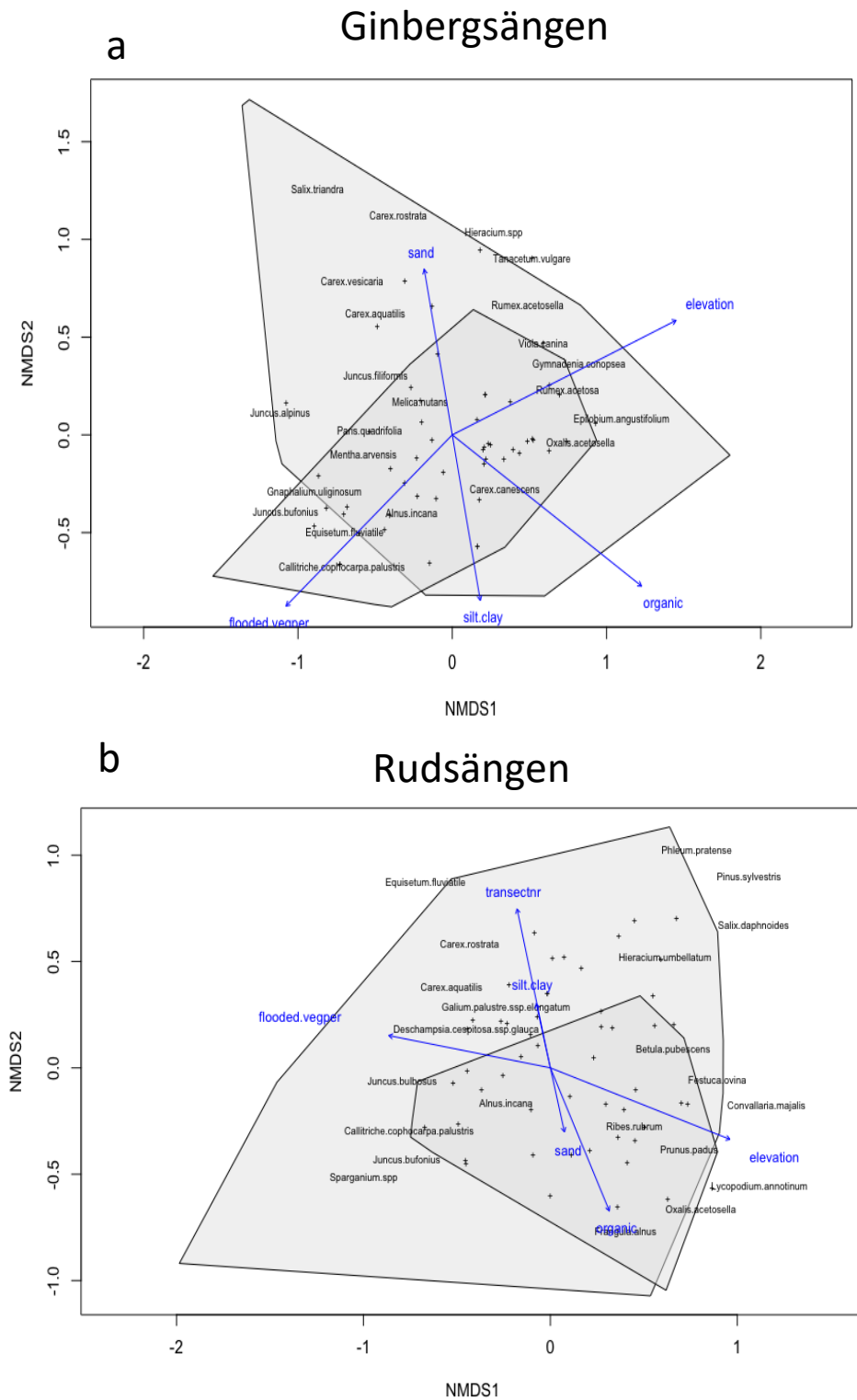
Figur 13: Medel vattenstånd för oreglerade (år 1930-1939) och reglerade (2008-2018) förhållanden i a) Ginbergsängen, och b) Rudsängen.



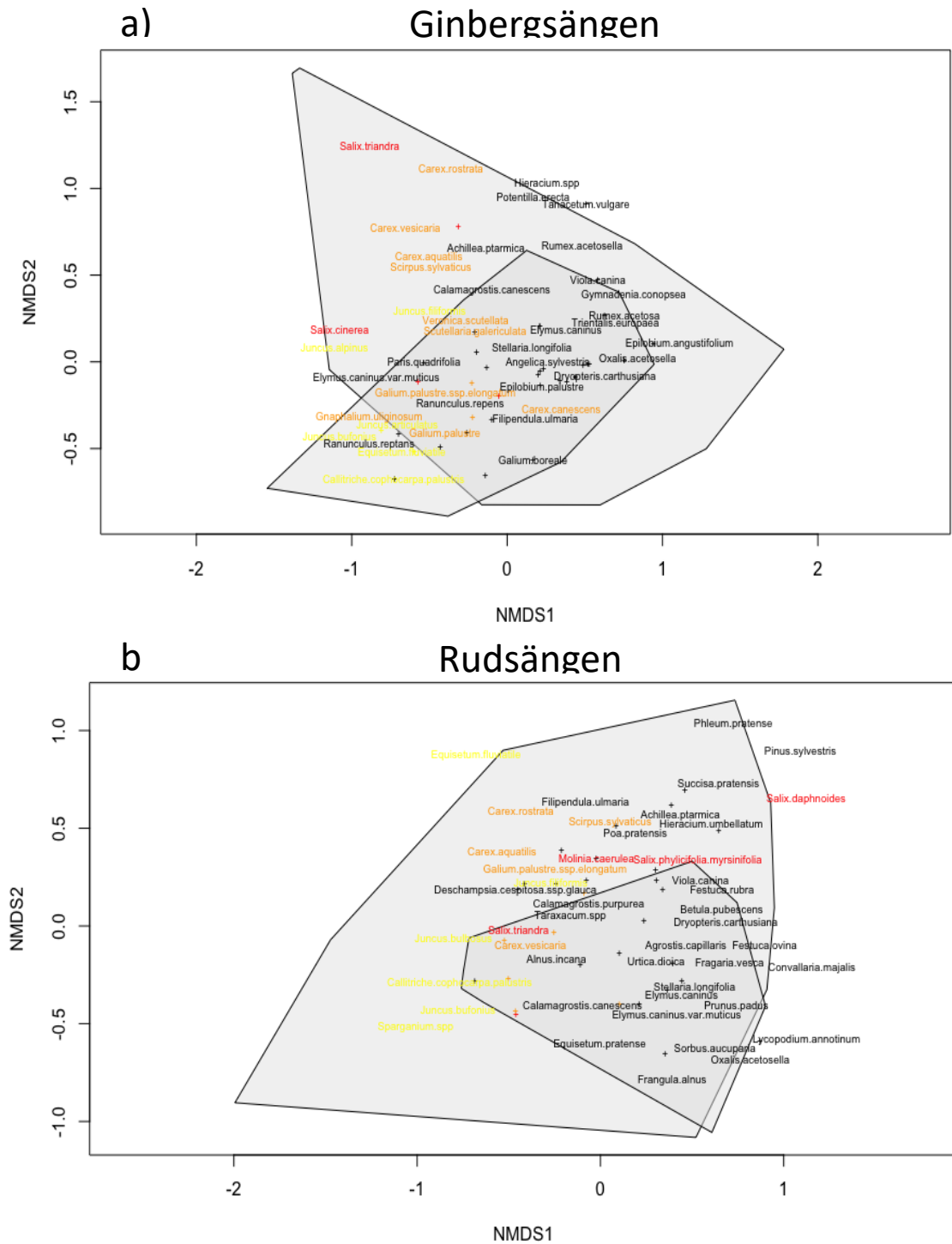
Figur 14. Översvämningsregim under vegetationsperiod för a) Ginbergsängen och b) Rudsängen för reglerade (röda symboler) och oreglerade (blå symboler) förhållanden.



Figur 15. NMDS plotter som visar fördelningen av provtytor i erosionsområden (markerade i grönt) och depositionsområden (markerade i blått) baserat på artsammansättning för a) Ginbergsängen, och b) Rudsängen. Pilarna visar hur olika tytor associerar med olika miljövariabler.



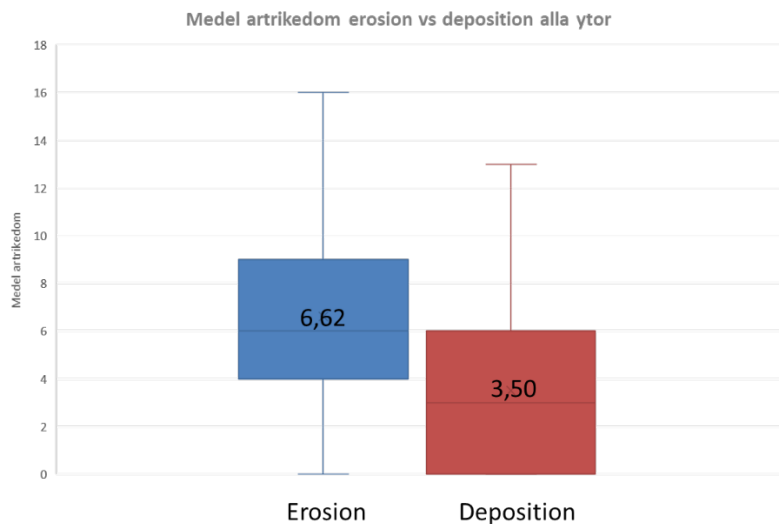
Figur 16. NMDS plotter som visar fördelningen av arter i relation till ordinationsaxlarna för både a) Ginbergsängen, och b) Rudsängen. De gråmarkerade områdena visar utbredningen av provtytor i erosions- respektive depositionsområden. Se figur 9. Pilarna visar hur olika arter associerar med olika miljövariabler.



Figur 17. NMDS plotter som visar fördelningen av arter i relation till ordinationsaxlarna för både a) Ginbergsängen, och b) Rudsängen. De gråmarkerade områdena visar utbredningen av provytor i erosions- respektive depositionsområden. Arter markerade i gult är knutna till akvatiska bältet, arter markerade i orange är knutna till starrbältet och arter i rött är knutna till videbältet.

Artrikedom

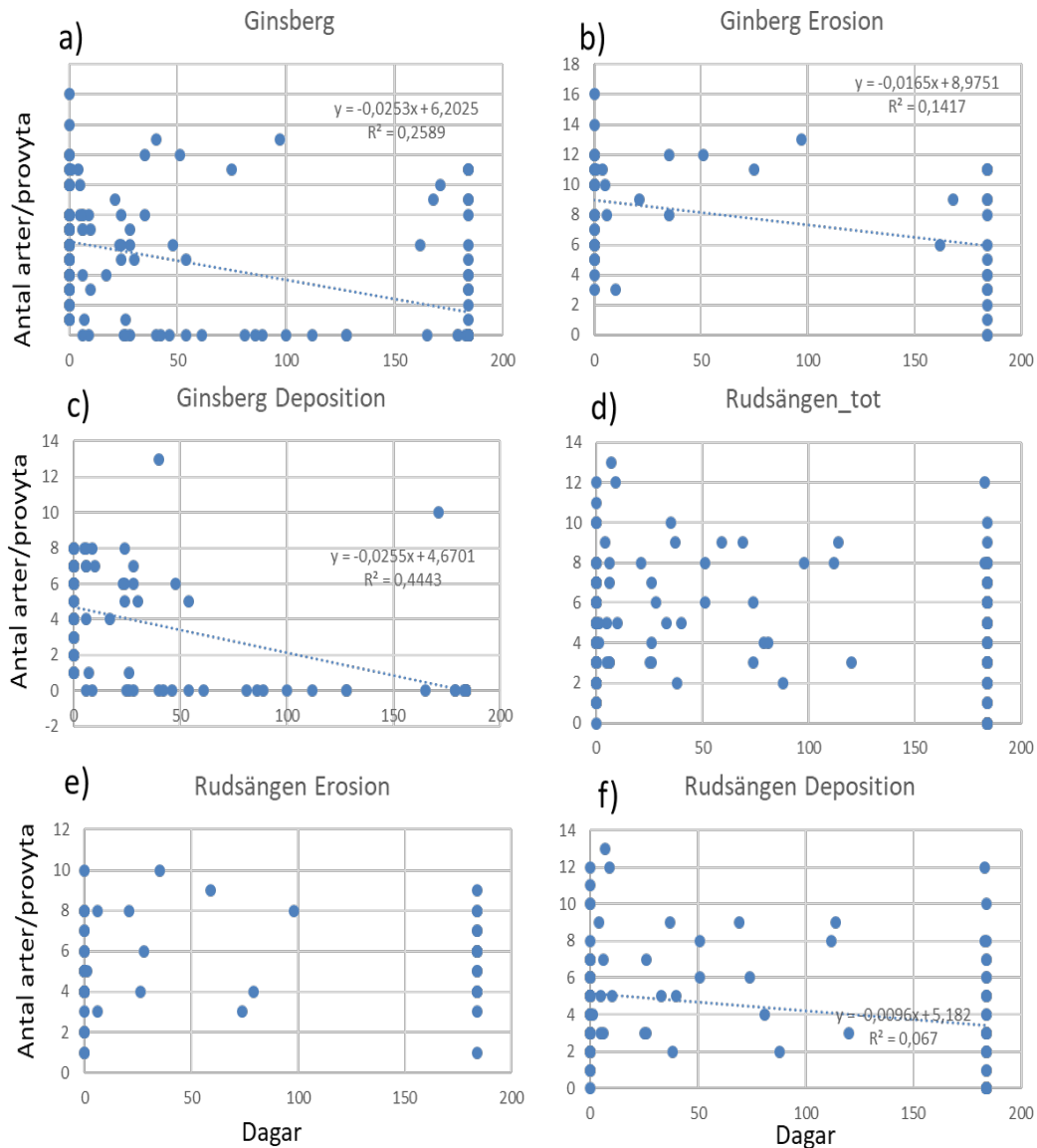
Medel artrikedom per provyta var signifikant högre i erosionsområdena jämfört med depositionsområden när man tittade på båda näsen tillsammans ($p < 0,001$). Erosionsområdena hade i snitt 6,62 arter per provyta och depositionsområdena hade i snitt 3,50 arter per provyta (Figur 18). En orsak till detta antogs vara de många provytor med nyligen pålagt sediment som ännu inte hunnit koloniserats. Dock höll mönstret i sig, om än inte lika tydligt, även när provytor med 0 arter exkluderades med en signifikant högre artrikedom i erosionsområdet jämfört med depositionsområdet (6,73 vs 5,16 arter, $p < 0,001$). För Ginbergsängen var artrikedomen i medel 7,91 arter per provyta på erosionsområdet, medan det i depositionsområdet var i snitt 2,58 arter per provyta. Även denna skillnad var signifikant ($p < 0,001$). För Rudsängen var visserligen fortfarande medelartrikedomen per provyta på erosionsområdet högre än för depositionsområdet (5,32 vs. 4,52), men denna skillnad var inte signifikant.



Figur 18. Medel artrikedom per provyta för erosions- respektive depositionsområden för båda lokalerna sammanslaget.

Artrikedom vs översvämningsregim

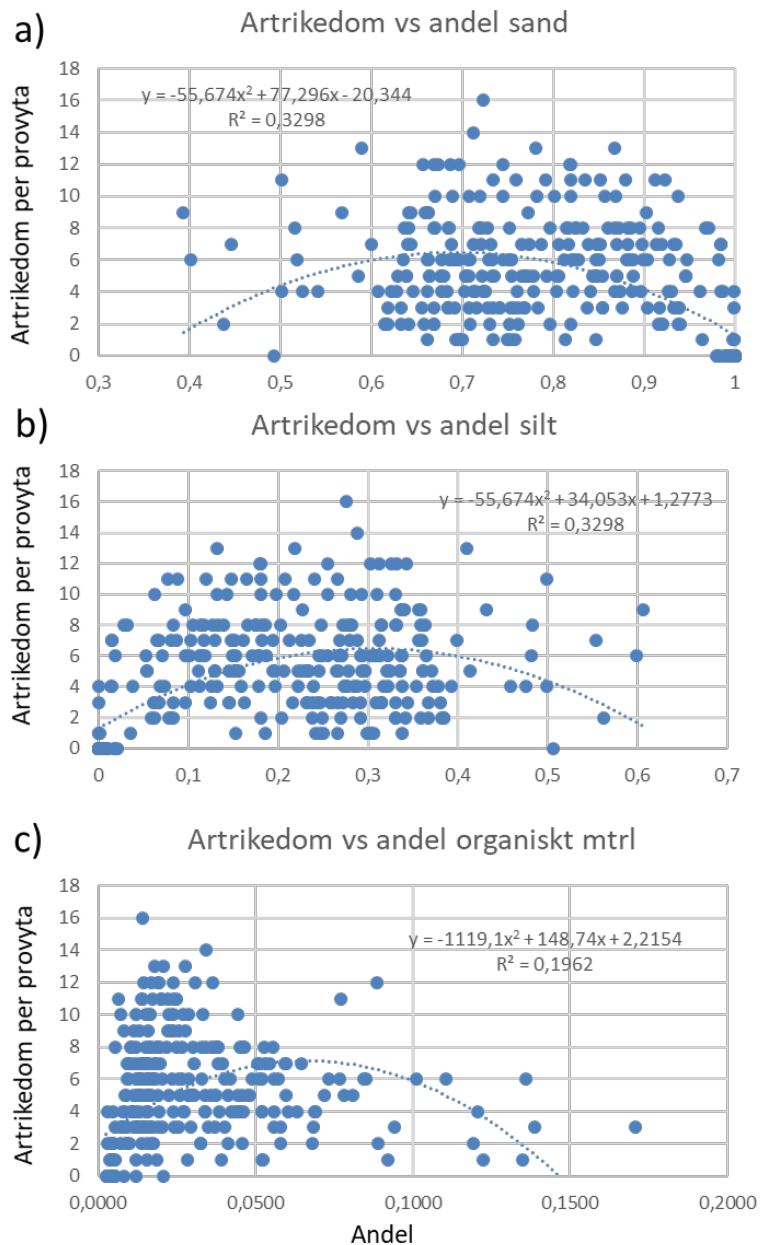
Det fanns ett signifikant negativt samband mellan artrikedom per provyta och översvämningsregim per vegetationssäsong för Ginbergsängen totalt med alla provytor sammanslaget (Figur 19a, $p < 0,001$), och även för erosions- och depositionsområdena för sig (Figur 19b och c, $p = 0,01$, resp. $p < 0,001$). För Rudsängen fanns dock inget sådant samband (Figur 19 d och e), förutom ett svagt signifikant negativt samband för depositionsområdet (Figur 19 f, $p = 0,01$).



Figur 19. Samband mellan översvämningstid och antal arter per provyta för a) hela Ginsbergsängen, b) Ginsbergsängens erosionssida, c) Ginsbergsängens depositionssida, d) hela Rudsängen, e) Rudsängens erosionssida, c) Rudsängens depositionssida.

Artrikedom vs sedimentsammansättning

Sedimentsammansättningen i alla provytor var väldigt homogen bestående endast av fraktionerna silt (kornstorlek 0,002 – 0,06 mm i diameter) och sand (kornstorlek 0,06–2 mm i diameter). Det fanns signifikant kvadratiska samband mellan artrikedom och både andel sand, silt och organiskt material i jorden (Figur 20. p är i alla fallen <0,001).

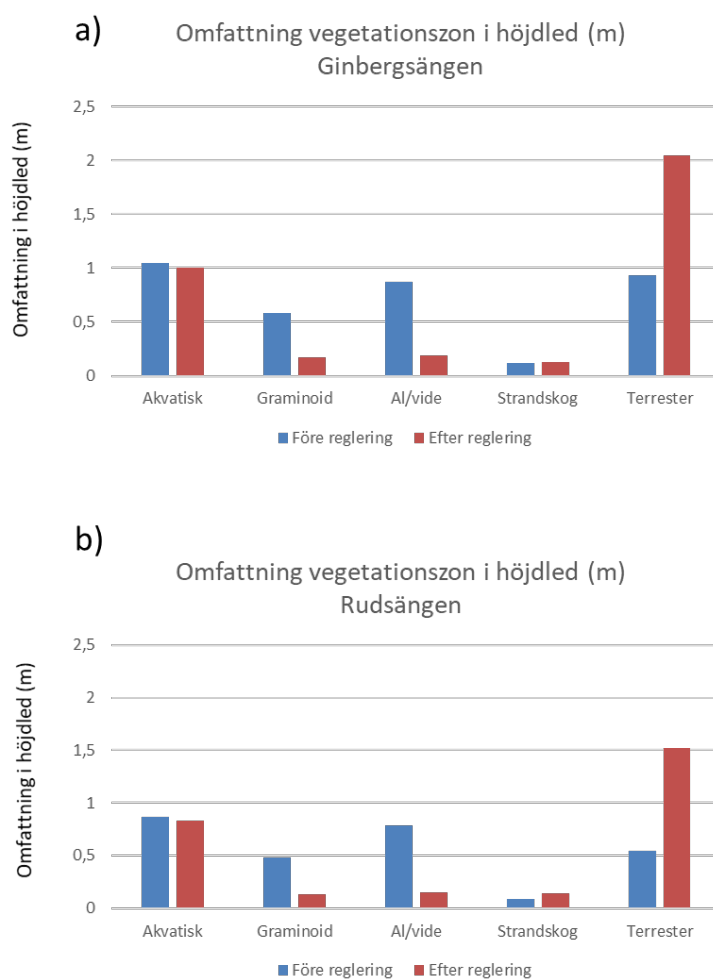


Figur 20. Samband mellan andel a) sand, b) silt och c) organiskt material och artrikedomen per provyta.

Beräkningar av utbredning vegetationszoner före och efter reglering baserat på hydrologi

Med detta som utgångspunkt undersökte vi hur utbredningen av de olika hydrologiska vegetationszonerna förändrat före och efter reglering på de båda lokalerna. Mönster var inte helt förvånande lika både för Ginbergsängen och för Rudsängen (Figur 21). Generellt sett har strandens utbredning i höjdlid minskat från att tidigare sträcka sig 1,39 m (mellan övre delarna av akvatisk vegetation och översta delen av strandskogen) till att nu sträcka sig 0,42 m (mellan övre delarna av akvatisk vegetation och översta delen av strandskogen). Framför allt är det zonen med översvämningstider som motsvarar behoven hos graminiod (starr)

och al/vide zonen som påverkats negativt med en kraftig minskning i utbredning. Enligt modellen för utbredning av olika vegetationszoner och samband mellan vattenstånd och flöde vid de aktuella lokalerna kan vi se att man för att hydrologiskt understödja en al/vide zon med samma utbredning som före reglering, och hålla undan inväxning av t.ex. gran, behövs flöden motsvarande ca 500 m³/s under minst 16 dagar (Tabell 2) och för att understödja ett bredare starrbälte skulle flöden på ca 300 m³/s under minst 46 dagar behövas. I sandrevmiljöerna är det främst al/videbältet som är kopplat till unika naturvärden med förekomst av arter som *Salix daphnoides* och *Salix triandra*. Omfattningen av strandskogens utbredning är i princip oförändrad, men har flyttats längre ned på stranden.



Figur 21. Omfattning av utbredningen av de olika vegetationszonerna i a) Ginbergsängen och b) Rudsängen.

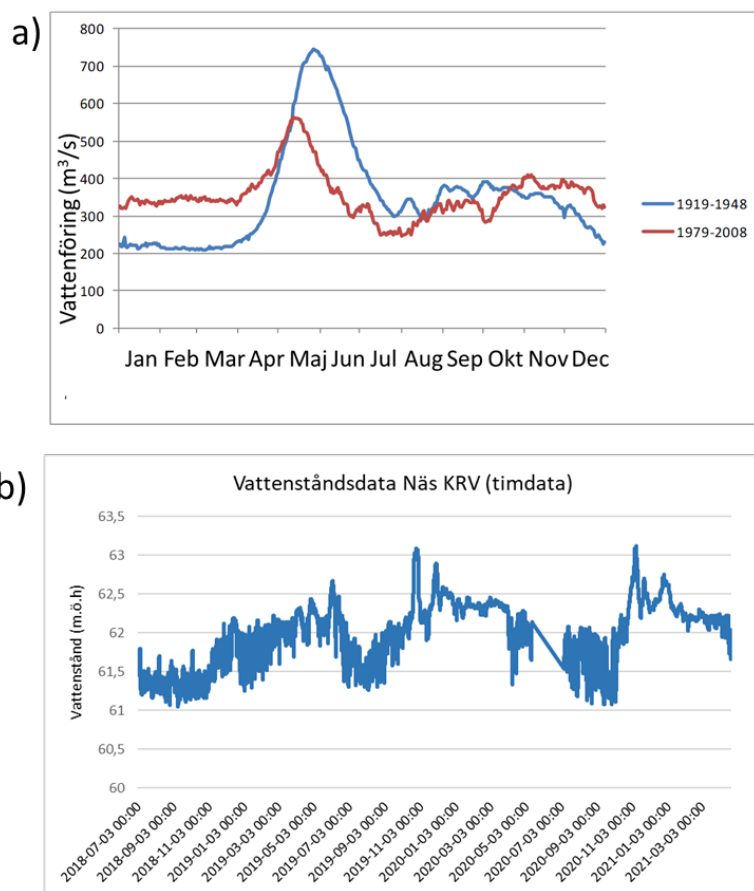
Tabell 2. Vegetationszonernas utbredning i höjdlid (kopplat till antal översvämningsdagar se Figur 6) före och efter reglering, samt koppling till flöden för att upprätthålla hydrologisk vegetationszon.

Vegetationszon	Övre gräns före (m.ö.h)	Nedre gräns före (m.ö.h)	Övre gräns efter (m.ö.h)	Nedre gräns efter (m.ö.h)	Förändring av zon (m)	Motsvarande flöde före reglering för övre del av vegzon
<i>Ginbergsängen</i>						Ekvation fig 4a
Akvatisk	136,45	135,4	136,4	135,4	-0,05	
Graminoid	137,03	136,45	136,58	136,41	-0,41	302 m ³ /s
Al/vide	137,91	137,04	136,78	136,59	-0,68	505 m ³ /s
Strandskog	138,04	137,92	136,92	136,79	0,01	537 m ³ /s
Terrester	138,98	138,05	138,98	136,93	1,12	
<i>Rudsängen</i>						Ekvation fig 4b
Akvatisk	136,32	135,45	136,28	135,45	-0,04	
Graminoid	136,81	136,33	136,42	136,29	-0,35	297 m ³ /s
Al/vide	137,61	136,82	136,58	136,43	-0,64	507 m ³ /s
Strandskog	137,71	137,62	136,73	136,59	0,05	534 m ³ /s
Terrester	138,26	137,72	138,26	136,74	0,98	

AP2 - Färnebofjärden och Fullsta

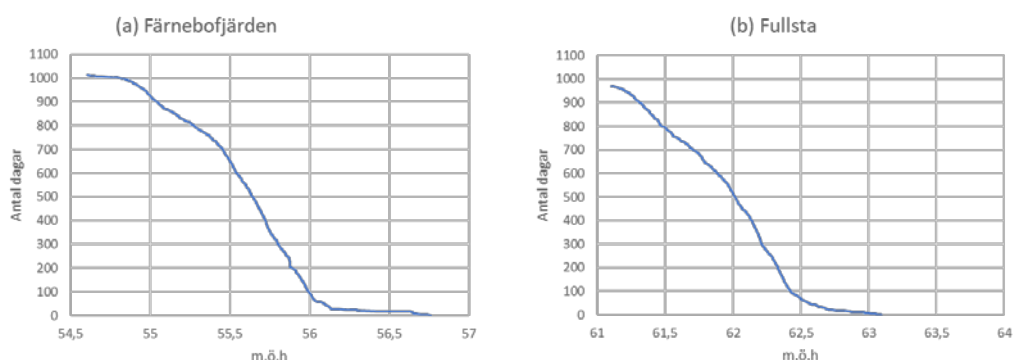
Översvämningsregim och hydrologi

Generell påverkan på hydrologin i Dalälven liknar det i övriga reglerade vattendrag i Sverige med en minskad vårfloodstopp, högre vintervattenstånd och en ökad variabilitet i flödet över kortare tidsperioder (Figur 22).



Figur 22. a) Medelvattenföring under en 30-årsperiod, Dalälven före och efter extensiv reglering. Data från Untra KRV. Vårflodstoppen har minskat i magnitud, vintervattenföringen har ökat i magnitud och vattenföringen på kortare tidsperioder har blivit mer variabel, b) Vattenstånd per timme perioden 2018-03-03 till 2021-03-03. Data från Näs KRV.

De totala antalet översvämningsdagar för olika nivåer på stranden visar nuvarande översvämningsintervall mellan 1–1012 dagar och 1–969 dagar för Färnebofjärden respektive Fullsta (Figur 23). Tyvärr kunde vi inte modellera historisk översvämningsregim på ytorna då vi inte hade bra samband mellan vattenstånd och flöde.

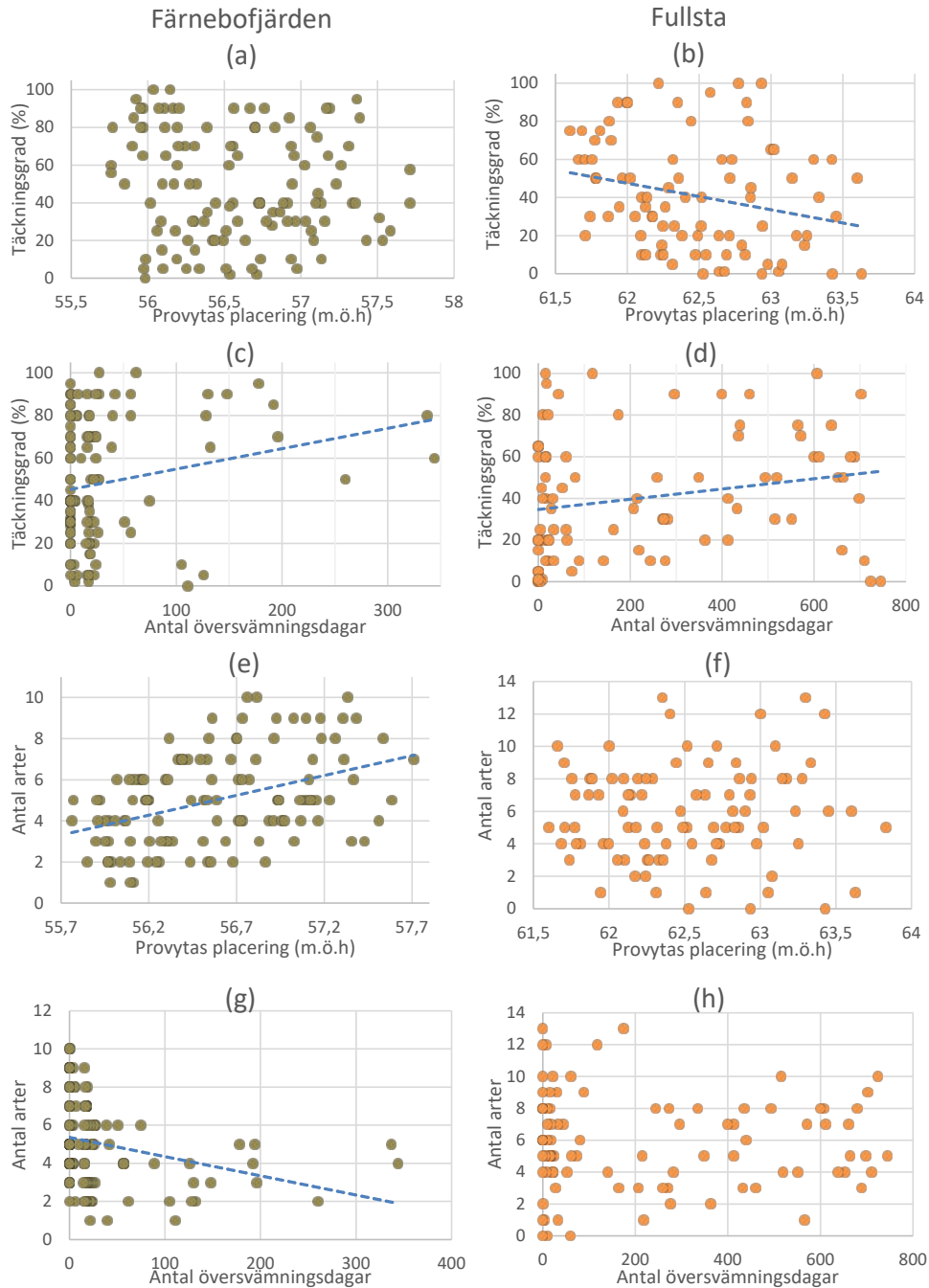


Figur 23. Ackumulerat antal dagar då den dagliga medelvattennivån når eller överskrider ett värde under perioden a) 040518–210421 för Färnebofjärden och b) 040718–210421 för Fullsta.

Täckningsgrad och artrikedom vs översvämningssregim

Täckningsgraden på provytorna varierade mellan 0–100 % i både Fullsta och Färnebofjärden. För Färnebofjärden fann vi inget signifikant samband mellan täckningsgrad och nivå på stranden, medan i Fullsta var detta samband signifikant (Figur 24a och b). Förklaringsgraden är dock mycket låg ($r^2=0,06$). Sambandet mellan täckningsgrad och antal dagar varje provyta hade varit översvämmad är signifikant i både Färnebofjärden och i Fullsta ($p < 0,05$) (Figur 24c-d). Men även här är förklaringsgraden mycket låg ($r^2=0,04$ respektive $r^2=0,08$).

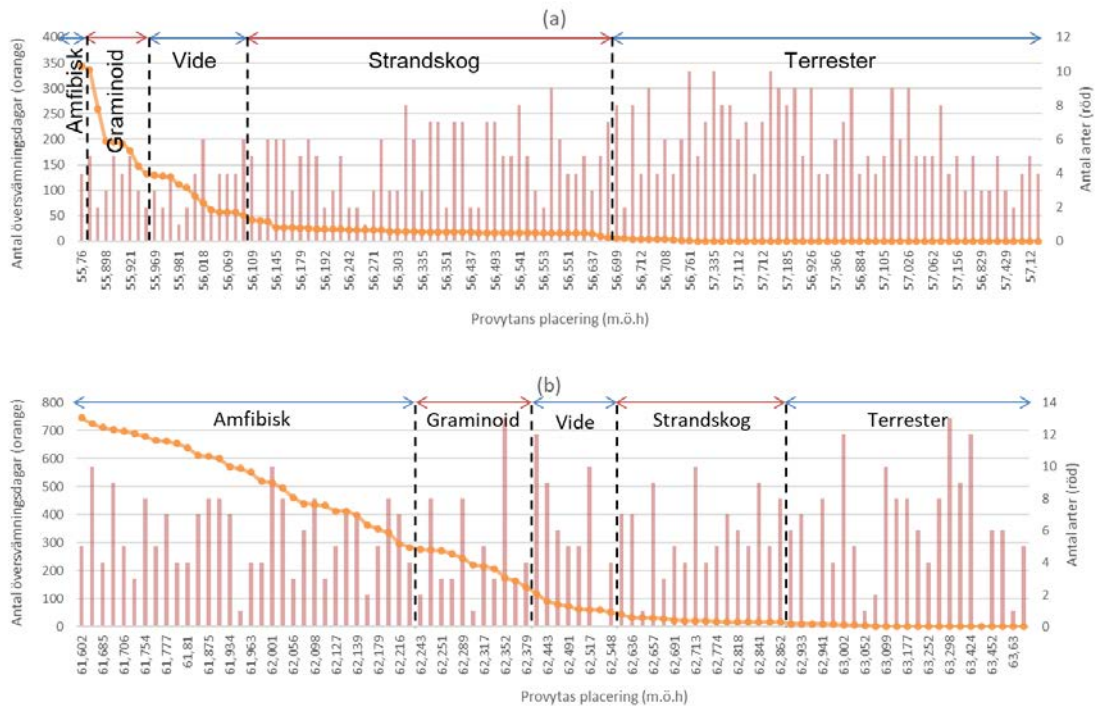
Sambandet mellan artantal och provytornas placering på stranden är signifikant i Färnebofjärden ($p < 0,05$) men inte för Fullsta (Figur 24e-f). För Färnebofjärden finns ett signifikant samband mellan provytans artantal och antal dagar den varit översvämmad ($p < 0,05$, Figur 24g) men för Fullsta är sambandet inte signifikant (Figur 24h). Förklaringsgraden är dock mycket låg ($r^2=0,08$).



Figur 24. Samband mellan täckningsgrad av vegetation och a) nivå på stranden för Färnebofjärden ($r^2=0,02$, NS) och b) nivå på stranden för Fullsta ($r^2=0,06$, $p < 0,05$). Samband mellan täckningsgrad vegetation och c) antal översvämningsdagar för Färnebofjärden ($r^2=0,04$, $p < 0,05$) och d) för Fullsta ($r^2=0,08$, $p < 0,05$). Samband mellan antal arter per yta och e) nivå på stranden för Färnebofjärden ($r^2=0,17$, $p < 0,001$) och f) nivå på stranden för Fullsta ($r^2 < 0,01$, NS). Samband mellan arter per yta och g) antal översvämningsdagar för Färnebofjärden ($r^2=0,08$, $p < 0,05$) och h) antal översvämningsdagar för Fullsta ($r^2 < 0,01$, NS).

Utbredning av hydrologiskt definierade växtzoner

Utbredningen av de hydrologiskt definierade vegetationszonerna enligt Figur 8 skiljer sig mellan lokalerna. Vegetationszonen med amfibisk vegetation har den största utbredningen i Fullsta (Figur 25b) medan strandskog och terrester vegetation dominerar kraftigt i Färnebofjärden (Figur 25a). I figur 25 presenteras även antalet arter per provyta.



Figur 25. Utbredningen av hydrologiskt definierade vegetationszoner enligt Ström, Jansson och Nilsson (2012) i a) Färnebofjärden och b) Fullsta. Varje blå punkt motsvara en provyta, och de röda staplarna motsvarar artrikedomen på den provytan.

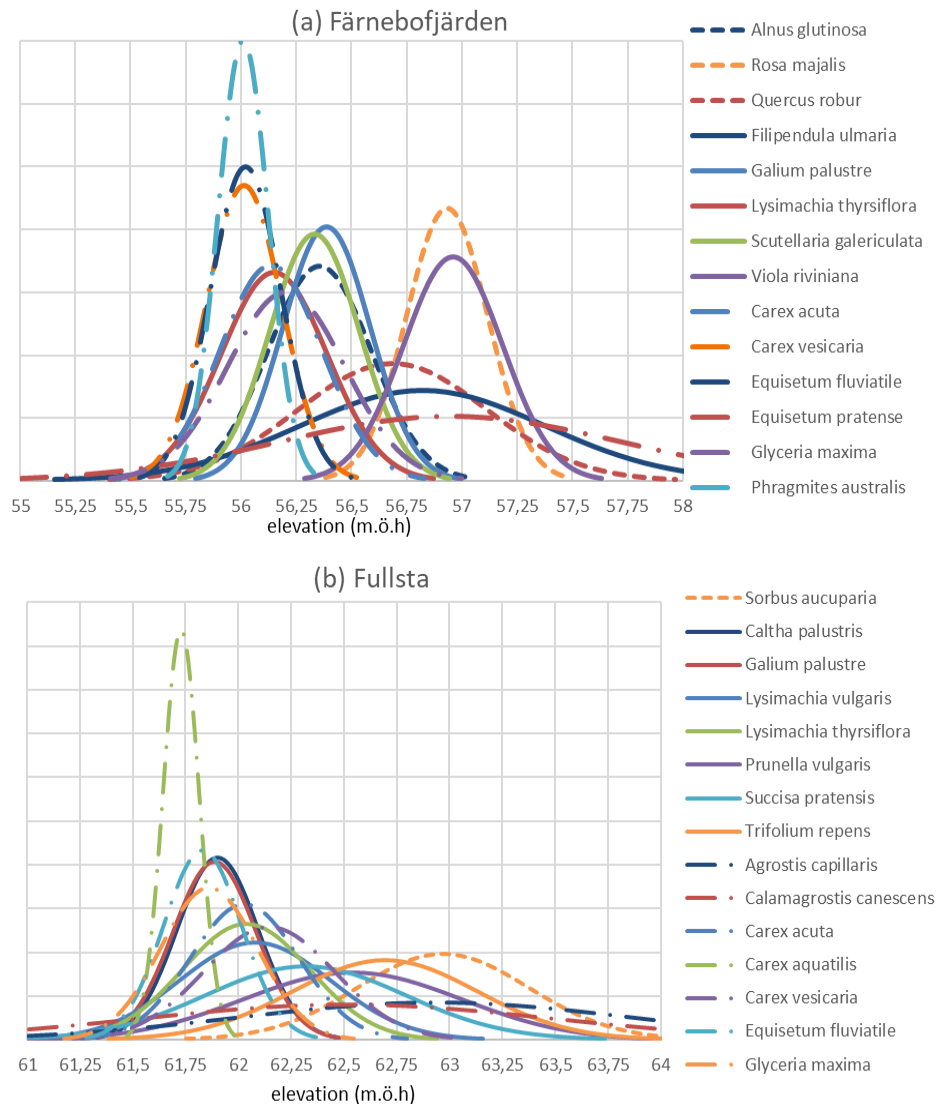
Utbredningen i höjddled för den inventerade vegetationen på de två lokalerna var för Färnebofjärden mellan 55,15 m.ö.h och 59,27 m.ö.h, och i Fullsta mellan 59,59 m.ö.h och 65,71 m.ö.h i Färnebofjärden (Tabell 3). Antal dagar då de olika arterna har beräknats vara påverkade av översvämnning under perioden med översvämningsdata varierar mellan 0–1011 dagar i Färnebofjärden och 0–969 dagar i Fullsta (Tabell 3).

Tabell 3. Arters faktiska utbredning på de olika lokalerna, med lägsta, medel, samt högsta höjd för förekomst samt motsvarande antal översvämningsdagar under perioden med mätdata (1066 dagar för Färnebofjärden samt 1007 dagar för Fullsta). Baserat på beräknad växtplats och pegeldata från Färnebofjärden och Fullsta.

FÄRNEBOFJÄRDEN							FULLSTA						
Art	Elevation (m.ö.h)			Antal översvämningsdagar			Art	Elevation (m.ö.h)			Antal översvämningsdagar		
	Min	Medel	Max	Max	Medel	Min		Min	Medel	Max	Max	Medel	Min
<i>Alnus glutinosa</i>	55,66	56,36	57,06	483	18	0	<i>Sorbus aucuparia</i>	61,75	62,97	64,19	682	10	0
<i>Rosa majalis</i>	56,38	56,92	57,48	18	0	0	<i>Caltha palustris</i>	61,33	61,90	62,48	893	589	79
<i>Quercus robur</i>	55,41	56,69	57,97	734	6	0	<i>Galium palustre</i>	61,30	61,89	62,48	905	598	79
<i>Filipendula ulmaria</i>	55,15	56,82	58,49	853	0	0	<i>Lysimachia vulgaris</i>	61,00	62,08	63,16	969	444	0
<i>Galium Palustre</i>	55,80	56,39	56,98	302	18	0	<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	61,13	62,04	62,94	966	472	10
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	55,43	56,15	56,87	715	27	0	<i>Prunella vulgaris</i>	60,99	62,54	64,09	969	56	0
<i>Scutellaria galericutala</i>	55,72	56,33	56,94	403	18	0	<i>Succisa pratensis</i>	60,90	62,32	63,74	969	213	0
<i>Viola riviniana</i>	56,29	56,96	57,63	22	0	0	<i>Trifolium repens</i>	61,38	62,69	64,01	965	23	0
<i>Carex acuta</i>	55,44	56,14	56,83	713	27	0	<i>Agrostis capillaris</i>	60,15	62,93	65,71	969	10	0
<i>Carex vesicaria</i>	55,51	56,01	56,52	641	86	17	<i>Calamagrostis canescens</i>	59,59	62,51	65,44	969	63	0
<i>Equisetum fluviatile</i>	55,54	56,02	56,50	602	74	17	<i>Carex acuta</i>	61,26	62,03	62,80	931	486	17
<i>Equisetum pratense</i>	54,62	56,94	59,27	1011	0	0	<i>Carex aquatilis</i>	61,47	61,73	61,98	803	691	531
<i>Glyceria maxima</i>	55,41	56,20	57,00	734	24	0	<i>Carex vesicaria</i>	61,22	62,14	63,07	945	398	1
<i>Phragmites australis</i>	55,67	56,01	56,35	471	86	18	<i>Equisetum fluviatile</i>	61,28	61,83	62,38	917	630	138
							<i>Glyceria maxima</i>	61,17	61,86	62,55	961	612	52

Sannolik artutbredning

De vanligaste arternas mest sannolika utbredningsområde, mätt i höjd över havet, presenteras även med normalfördelningskurvor där toppen av kurvan visar den höjd där arten mest sannolikt förekommer, baserat på de inventerade observationernas medelvärde och standardavvikelse (Figur 26).

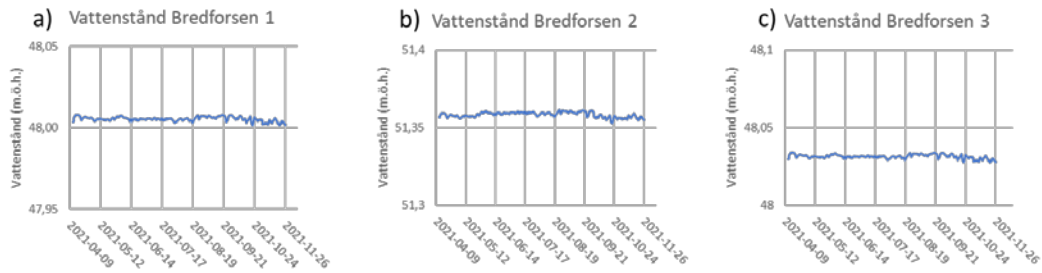


Figur 26. Utvalda arters mest sannolika växtplats, mätt i höjd över havet vid lokalerna a) Färnebofjärden respektive b) Fullsta. "—" = träd, "—•—" = örter & "—•—" = gräs.

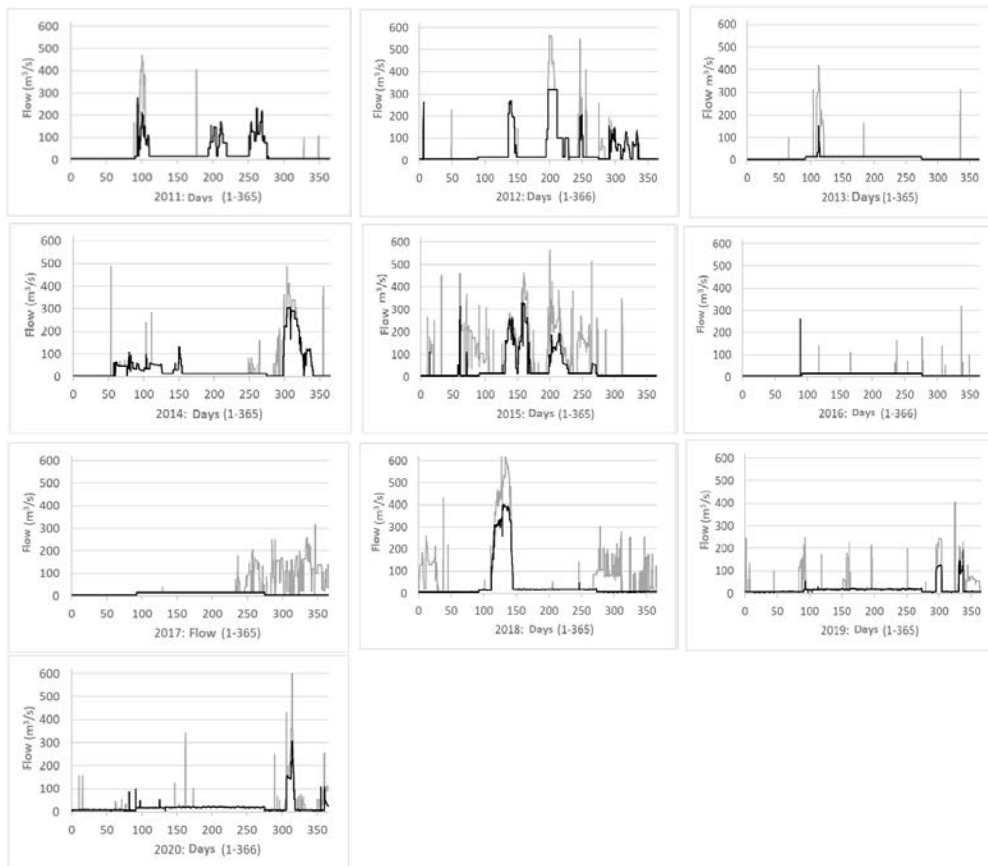
AP2 Bredforsen

Översvämningsregim och hydrologi

Vattenståndsdata som vi fick från vattenståndsloggrarna för perioden 12 april till 26 november 2021 då mätningen skedde visade på mycket statiska vattenstånd för alla lokalerna. Det var endast mycket små cm-stora variationer (Figur 27), sannolikt på grund av den statiska minimitappningen. Vi fick dock tillgång till tidigare flödesdata från Vattenfall AB som visar att det, även om det finns år med enbart minimitappning som vi ser på vattenstånden mätta med tryckloggrarna (Figur 28, år 2017), så går mer vatten de flesta år både genom Bredforsenområdet och fram för allt som spill genom Söderfors KRV (Figur 28). Detta indikerar ett "överskott" av vatten och ger potential för flödesrelaterade åtgärder i området.



Figur 27: Vattenstånd på lokal a) Bredforsen 1, B) Bredforsen 2, och 3) Bredforsen 3 för perioden 2021-04-09 till perioden 2021-11-26.



Figur 28. Flödet i Bredforsen under perioden 2011-2020. Svart linje utgör flödet Bredforsen och grå linje representerar flödet i Bredforsen kombinerat med spill i Söderfors. Figurer från Vattenfall AB.

Täckningsgrad och artrikedom vs översvämningsregim

För lokalen Bredforsen 1 fann vi endast ett signifikant samband, där artrikedomen var negativt relaterad till nivån på stranden, dvs högst artrikedom fanns närmast vattnet ($p < 0,001$, $r^2 = 0,15$). Vi såg däremot ingen signifikant effekt av översvämningstid på artrikedomen. Inte heller såg vi något signifikant samband

mellan översvämningstid och vegetationstäckning, eller nivå på stranden och vegetationstäckning (tabell 4). För lokalen Bredforsen 2 såg vi ett signifikant positivt samband mellan översvämningstid och artrikedom ($p < 0,001$, $r^2 = 0,14$), mellan översvämningstid och andel vegetationstäckning ($p = 0,003$, $r^2 = 0,10$), samt även här ett negativt samband mellan nivå på stranden och artrikedom ($p < 0,001$, $r^2 = 0,14$). Mellan nivå på stranden och andel vegetationstäckning fann vi inget signifikant samband (Tabell 4). För Bredforsen 3 fann vi positiva signifikanta samband mellan översvämningstid och artrikedom ($p < 0,001$, $r^2 = 0,12$) och mellan översvämningstid och andel vegetationstäckning ($p = 0,027$, $r^2 = 0,05$) samt även här ett negativt samband mellan nivå på stranden och artrikedom ($p = 0,008$, $r^2 = 0,07$). Mellan nivå på stranden och andel vegetationstäckning fanns inget signifikant samband (Tabell 4).

Både för område 1 och 2 i Bredforsens naturreservat där vi mätt in förekomst av gran respektive ädel-löv visade utbredningen av ek ett negativt samband med översvämningstid, dvs det fanns mer ek på höjder som inte varit översvämmade så länge. Däremot fanns det inget signifikant samband mellan utbredningen av gran och översvämningstid. I område 1 var höjdtutbredningen för ask (*Fraxinus excelsior*) också obetydlig (Tabell 4). De linjära regressionerna för alla trädarter som en var signifikant för både träd område 1 och 2 (Tabell 4) (negativa, högre höjder hade färre timmars översvämning)

Sannolik artutbredning

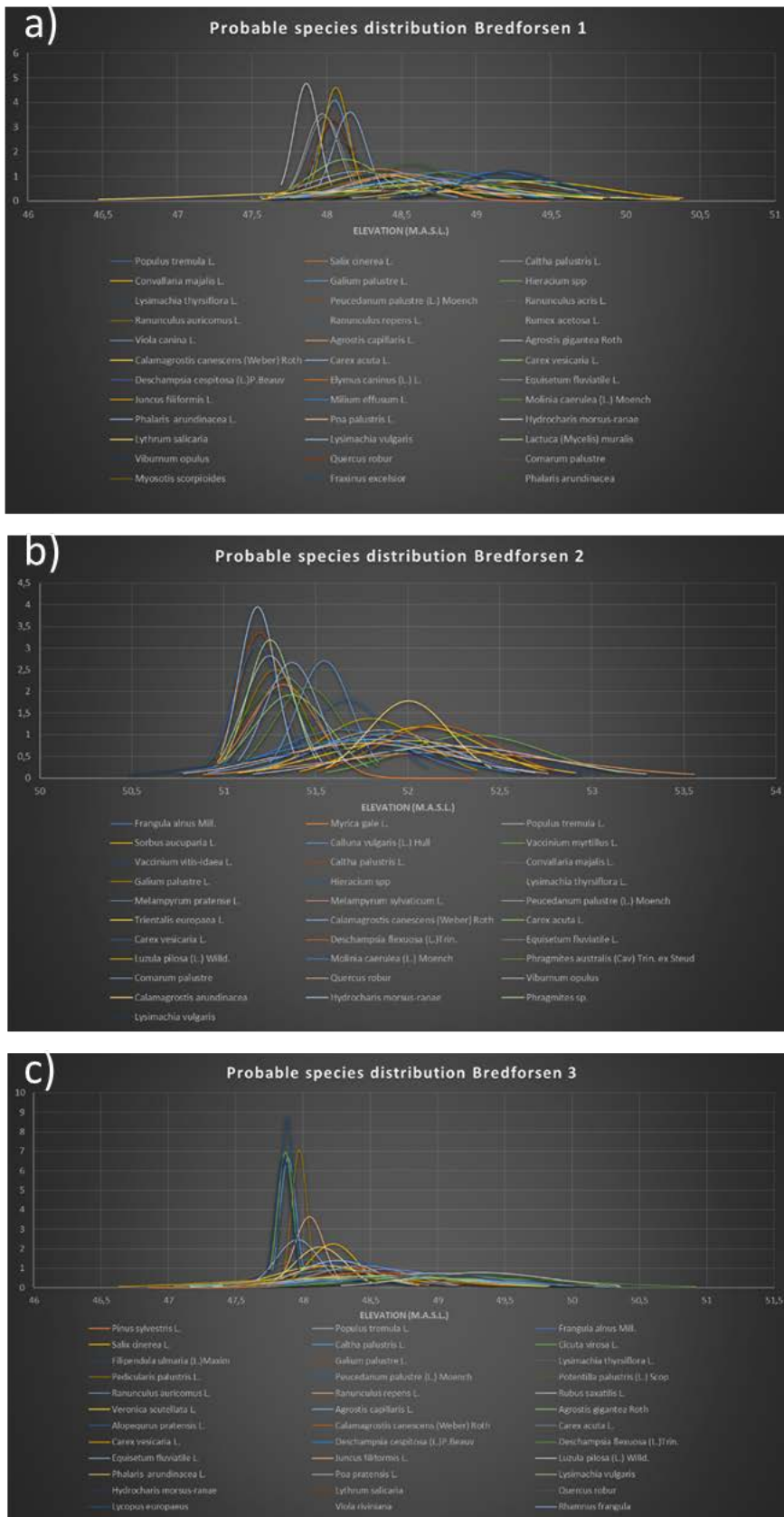
Även i Bredforsen undersökte vi arternas mest sannolika fördelning på stranden. Sannolikhetskurvan för Bredforsen 1 indikerar att 9 arter har ett smalare utbredningsintervall (Figur 29a). Dessa arter är *Juncus filiformis*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Galium palustre*, *Phalaris arundinacea*, *Comarum palustre*, *Equisetum fluviatile*, *Caltha palustris*, *Lysimachia thyrisflora* och *Peucedanum palustre*. Den art som hade den bredaste sannolika utbredningen var *Lythrum salicaria*, som kan förekomma från 46,5 m till en bit över 50 m (Figur 29a).

Bredforsen 2 hade 15 arter som uppvisade en snävare sannolik utbredning. Dessa är *Myrica gale*, *Calluna vulgaris*, *Caltha palustris*, *Galium palustre*, *Lysimachia thyrisflora*, *Peucedanum palustre*, *Carex acuta*, *Carex vesicaria*, *Equisetum fluviatile*, *Phragmites australis*, *Comarum palustre*, *Hydrocharis morsus-ranae* sp Cal., samt, *Phragmiten arundinacea* och *Hieracium* spp. Vilkas utbredning inte är lika smal, men ändå mer än till exempel *Lysimachia vulgaris* och *Melampyrum sylvaticum*, som har en mycket bred sannolik utbredning (Figur 29b).

Bredforsen 3 hade åtta arter med en snäv trolig utbredning; *Lycopus europaeus*, *Pedicularis palustris*, *Juncus Filiformis*, *Caltha palustris*, *Cicuta virosa*, *Equisetum fluviatile*, *Hydrocharis morsus-ranae*, och *Phalaris arundinacea* (Figur 29c). Bredforsen 3 hade också några arter med bred utbredning, som förekommer på nästan alla höjdnivåer; *Carex vesicaria*, *Deschampsia flexuosa* och *Luzula pilosa* (Figur 29c).

Tabell 4. Samband mellan flödesrelaterade variabler (position på stranden samt översvämningsdagar) och biologiska variabler (artrikedom och vegetationstäckning)

	X	Y	p-värde	R ²
Bredforsen 1	Översvämningstid (tim)	Artrikedom	NS	
	Översvämningstid (tim)	Vegetationstäckning (%)	NS	
	Höjd (m.ö.h)	Artrikedom	p<0,001***	0,1541
	Höjd (m.ö.h)	Vegetationstäckning (%)	NS	
Bredforsen 2	Översvämningstid (tim)	Artrikedom	p<0,001***	0,1449
	Översvämningstid (tim)	Vegetationstäckning (%)	0,003**	0,1016
	Höjd (m.ö.h)	Artrikedom	p<0,001***	0,1398
	Höjd (m.ö.h)	Vegetationstäckning (%)	NS	
Bredforsen 3	Översvämningstid (tim)	Artrikedom	p<0,001***	0,1226
	Översvämningstid (tim)	Vegetationstäckning (%)	0,027*	0,0507
	Höjd (m.ö.h)	Artrikedom	0,008**	0,0714
	Höjd (m.ö.h)	Vegetationstäckning (%)	NS	
Träd omr. 1	Översvämningstid (tim)	Utbredning (m.ö.h., alla trädarter)	0,012*	0,028
	Översvämningstid (tim)	Utbredning (m.ö.h., <i>Q. robur</i>)	0,014*	0,0434
	Översvämningstid (tim)	Utbredning (m.ö.h., <i>P. abies</i>)	NS	
	Översvämningstid (tim)	Utbredning (m.ö.h., <i>F. excelsior</i>)	NS	
Träd omr. 2	Översvämningstid (tim)	Utbredning (m.ö.h., all trees)	0,004**	0,0530
	Översvämningstid (tim)	Utbredning (m.ö.h., <i>Q. robur</i>)	0,009**	0,0515
	Översvämningstid (tim)	Elevation (<i>P. abies</i>)	NS	



Figur 29. Sannolika artutbredningar för a) Bredforsen 1, b) Bredforsen 2, och 3) Bredforsen 3.

Diskussion

Det är tydligt att vattenståndsvariationerna har påverkats kraftigt av regleringen på alla lokaler (Figur 13 och 22), bl.a med en minskad översvämning vid vårflod och ett högre vattenstånd än naturligt under vinterperioden. Detta lett till att den översta delen (i höjddled) av den tidigare stranden har försvunnit och ersatts av terrester vegetation (Figur 21, 25 och 35). Detta avspeglas också i sannolikhetskurvorna för arternas utbredning (Figur 26 och 29). Man ser relativt höga kurvor, oftast för arter som associeras med blötare växtförhållanden, men med smalare utbredning i den nedre delen av stranden, och sen låga platta kurvor för de övre delarna av stranden. Stranden blir uppdelad i en ”blöt” och en ”torr” del. Detta är också tydligt i analyser av svämängsvegetationen (Bilaga3). Dock ser vi på lokalerna Färnebofjärden och Bredforsen 2 att vi har en mer jämn fördelning av arter över stranden med ungefär samma sannolikhet att de förekommer, likt de förhållanden man kan förvänta sig i en oreglerad älv (Jansson m.fl. 2019).

Den regleringspåverkan vi ser uppvisar liknande mönster som finns längs de flesta reglerade vattendrag med en smalare strand på grund av expansion av terrester vegetation ner på tidigare periodvis översvämmad mark och en smalare nedre del som översvämmas. Vi kunde också se att det framför allt var starr- och videbältet som kraftigt minskat i omfattning efter reglering, medan den akvatiska zonen och faktiskt även strandskogen inte nämnvärt förändrats i utbredning (Figur 21). Det är generellt också dessa zoner som har högst artrikedom längs oreglerade vattendrag (Ström et al 2012).

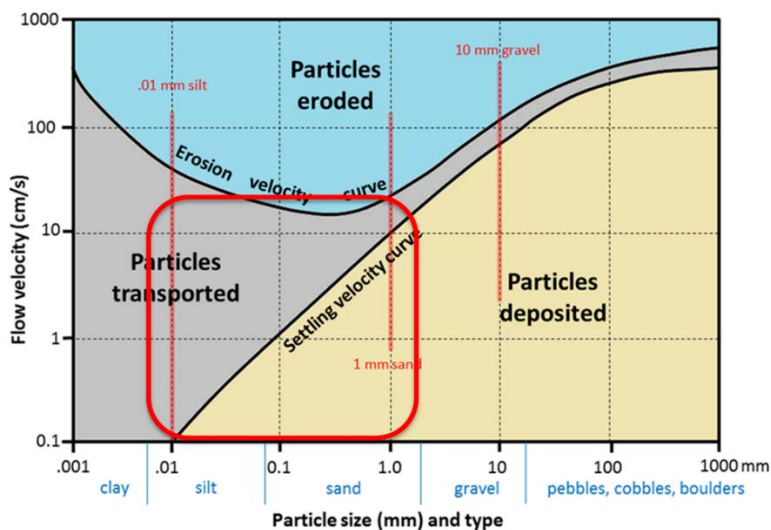
AP1 Klarälven

När det gäller unika botaniska naturvärden i Klarälvens sandrevelmiljöer, som det rödlistade daggvidet (VU), är den knuten just till videzonen i depositionsområdena. Vi kunde också se att även om depositionsområdena i snitt hade en lägre artrikedom jämfört med erosionsområdena är artsammansättningen mellan provytor mer divers och antalet unika arter är högre för depositionsområdena jämfört med erosionsområdena (Figur 15–17). För dessa områden i de lokaler vi arbetade på, baserat på den modell Ström et al. (2012) tagit fram för översvämningstider kopplat till vegetationstyp, skulle flöden motsvarande ca 530 m³/s under 4–16 dagar per år behövas för att återställa strandens tidigare övre läge (Tabell 2). För att understödja videzonen på de inventerade lokalerna, vilken framför allt är fokus i sandrevelmiljöerna, skulle flöden motsvarande 500 m³/s under 16–46 dagar behövas. Hur ofta dessa flöden verkligen skulle behöva upprepas för att förhindra att omgivande terrester vegetation hålls undan är dock svårt att säga, men sannolikt inte varje år.

För den unika miljö som är sandrevelhabitatet i Klarälven så är flödesregimen inte bara kopplad till hur översvämningarna skapar vegetationszonering baserat på

hur länge de varar, utan framför allt hur väl flödesregimen fungerar för att upprätthålla naturliga erosions- och depositionsmonster i älven. Uppbyggnaden av sandrevmiljöerna är en funktion av storlek och varaktighet av höga flöden som mobiliserar, förflyttar och deponerar material (Figur 30). Det deponerade materialet skapar en störning som håller undan mer konkurrenskraftiga arter och gynnar arter knutna till mer dynamiska miljöer.

För de flödes hastigheter som rådde då vi scannade lokalerna med ADCP så sker sannolikt lite erosion (Figur 7). Men även om lokalen inte 2D Hec-Ras modellerats för flödes hastigheter över ett bredare spektrum av flöden för att på så sätt undersöka hur flödes hastigheterna ser ut över sträckan och hur väl de motsvarar erosions- och depositionsprocesser, så sammanföll dock projektet med en hög vårflod under våren 2018 som deponerade stora mängder sediment på alla lokalerna. Redan i december 2017 placerade vi ut vattenståndsloggrar och dessa sattes så långt ut i fåran vi vågade gå under rådande flödes- och isförhållanden, med syftet att de skulle vara kontinuerligt översvämmade under projektperioden. Den torra perioden efter den höga vårfloden under senare delen av våren och sommaren 2018 medförde att vattenstånden var så låga att loggrarna i flera fall hamnade på land. På depositionsområdet på lokal Ginbergsängen hade loggern begravts i en stor mängd deponerat material (Figur 31). I och med att loggern inmätts med noggrann precision med RTK kunde vi gräva fram den vid rätt koordinat. Här var loggern begravd i 0,66 m deponerad sand.



Figur 30. Samband mellan partikelstorlek och flödes hastighet för erosion, transport och deposition av material. Hjulström-Sundborg diagrammet (Hjulström 1935, figur från Earle 2004). Den röda rutan visar vilka partikelstorlekar som fanns i undersökningsområdet, samt omfattningen av de flödes hastigheter som erhöles vid ADCP-scanning.



Figur 31. Upptagning av logger på Ginbergsängens depositionsområde. Loggern befann begravd under 0,66 m deponerad sand.

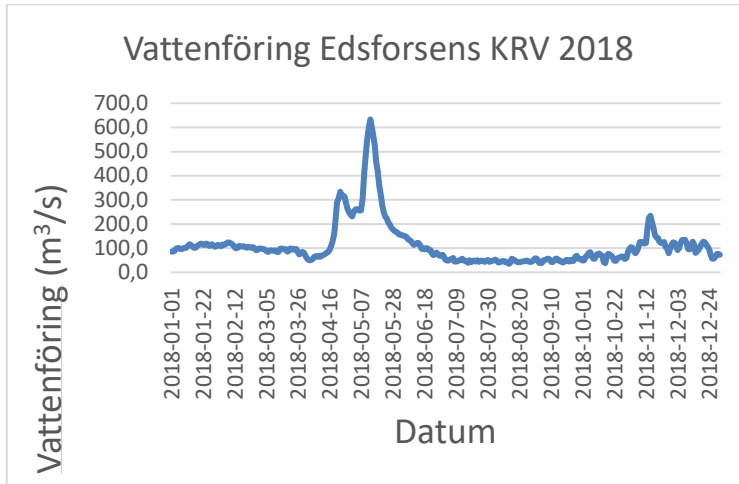
Även om förlusten av en del loggrar medförde att t.ex. lokalen Backamon fick utgå ur studien, och i viss mån påverkade arbetet, så innebar den höga vårfloden att det blev som ett naturligt experiment som visade på flödesnivåer för sedimentdeposition. Högst vattenföring under vårflod 2018 var den 13 maj då det gick ett flöde på 633 m³/s (Figur 32). Flöden över 500 m³/s höll i sig under sex dagar (11–16 maj). Vi kan därför säga att flöden motsvarande 500–600 m³/s med en varaktighet på ca en vecka medför att sediment i stora mängder skall deponeras på studielokalerna. Vi kan dock inte säga var den undre gränsen för att detta skall ske befinner sig. Under perioden 2008 till 2018 återkom flöden över 600 m³/s två gånger och flöden över 500 m³/s inträffade fem gånger (Figur 5).

Analyserar man flödespåverkan i området visar det att även om många flödesfaktorer är förändrade så är inte nivån på de allra högsta flödena så mycket förändrad (Tabell 5). Däremot så har både återkommandefrekvensen och varaktigheten på dem minskat med ca 30 respektive 60 procent.

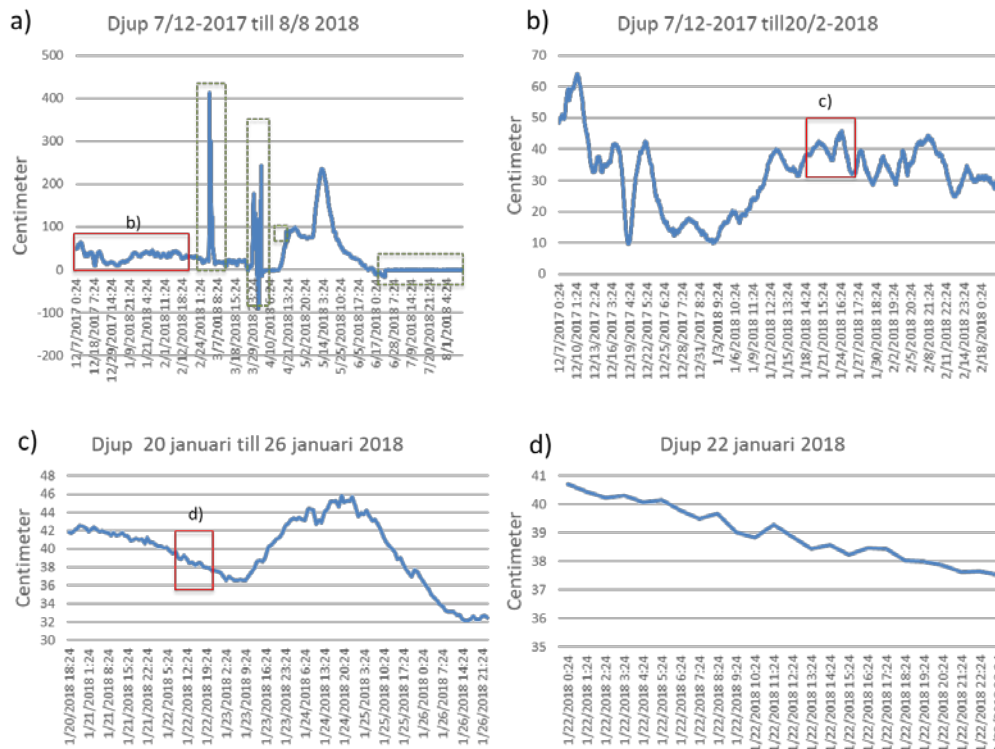
Dock är det kanske inte depositionen av material som är det enda, eller största problemet utan att sandrevlarna eroderar bort på grund av onaturligt höga flöden vintertid och påverkan från iserosion på grund av korttidsreglering. Data från vattenståndsloggrarna visar att vattenstånden vintertid varierar på veckobasis (figur 33). Vi märkte även att under den period på två dagar som vi scannade med ADCP så varierade flöden och vattenstånd markant.

Tabell 5. Medelvärden för viktiga flödesvariabler under perioden före och efter reglering för perioden 1910-2009. Före reglering motsvara före 1950 och efter reglering efter 1950. Nivån på flöden runt 600 m³/s (small floods) har minskat något men framför allt är det varaktigheten som minskat med ca en tredjedel, och frekvensen de återkommer med har minskat med mer än 60% (markerat i fet text). Analys gjord med IHA (index of hydrological alteration, Richter m.fl. 1996)

EFC Parameters	Pre impact	After impact
Extreme low peak (m ³ /s)	24,98	27,75
Extreme low duration (days)	42,09	2,053
Extreme low timing (Julian day)	61,42	315,4
Extreme low freq.	1	0,65
High flow peak (m ³ /s)	290,7	256,9
High flow duration (days)	13,62	11,65
High flow timing (Julian day)	217,9	202,8
High flow frequency	5,079	5,567
High flow rise rate (m ³ /s)	32,79	27,38
High flow fall rate (m ³ /s/day)	-18,04	-16,5
Small Flood peak (m³/s)	691,5	672,8
Small Flood duration (days)	51,62	35,73
Small Flood timing (Julian day)	159,4	168
Small Flood freq.	0,4737	0,1833
Small Flood riserate (m ³ /s)	41,34	55,94
Small Flood fallrate (m ³ /s)	-20,58	-29,39
Large flood peak (m ³ /s)	1071	947,3
Large flood duration(days)	69	38,67
Large flood timing (Julian day)	144,3	190,7
Large flood freq.	0,07895	0,05
Large flood riserate (m ³ /s/day)	43,45	86,29
Large flood fallrate (m ³ /s/day)	-20,65	-33,97



Figur 32. Vattenföring vid Edsforsens KRV under 2018. Vårflodstoppen på 633m³/s inföll 13 maj flöden över 500 m³/s varade under sex dagar.



Figur 33. Loggermätta vattenståndsvariationer vid Ginbergsängen för a) hela mätperioden (obs! områden markerade med grön streckad linje innebär mätfel sannolikt på grund av is, samt under slutet av perioden torrläggning av logger). Röda fyrkanter markerar upplösning för nästkommande figur. b) vinterperiod innan isstörning i logger, c) upplösning vecka under vinterperiod, samt d) upplösning dag under vinterperiod.

Frågor som vi delvis fått svar på är en övre gräns på vilka nivåer och vilken varaktighet på flöde som behövs för att bygga upp sandrevmiljöer. Vi kan också utifrån modellerade vegetationszoner baserat på data från Ström et al. (2012) och data på oreglerade förhållande visa på en metod att ange övre gränsen för

magnitud och varaktighet av flöden för att skapa en mer naturlig omfattning av vegetationszonering.

Frågor som dock skulle behöva undersökas vidare är dels var den undre gränsen för magnitud och varaktighet för flöden som är tillräckliga för att deposition av material på rätt nivå på stranden ligger, dels var den undre gränsen för magnitud och varaktighet för flöden som upprätthåller en mer naturlig utbredning av vegetationszoner och i synnerhet gynnar videbältet ligger. Vidare så behöver man jobba vidare med hur korttidsreglering och höga flöden vintertid påverkar utbredningen av sandrevelmiljöerna.

Eventuellt kan man fundera på hur naturliga erosionskydd i form av stenblock skulle fungera i ett dynamiskt system som Klarälvens meandersträcka? Detta var från början tänkt att ingå som ett WP i projektet men fick utgå. I Umeälven pågår dock försök med utläggning av större stenblock för att skydda stränderna mot erosionskador, speciellt vintertid då isnötningen utgör ett stort problem. Områden i älven som naturligt har större stenblock i nära anslutning till stranden har en utvecklad strandzon (Figur 34). I år startar vi i samarbete med Vattenfall AB ett bredare uppföljningsprojekt kring dessa skydd där vi hoppas få svar på många frågor.

Baserat på vad vi ser från de naturliga erosionskydd som lags ut i Umeälven har funktionen dock varit över förväntan. Bakom stenarna har sediment börjat samlas och en ny strand är på väg att byggas upp (Figur 34a). Vi ser också att brottet i isen som uppkommer på grund av korttidsregleringseffekter, då vattenytan kontinuerligt höjs och sänks, hamnar utanför stenskydden och skonar strandkanten från isnötning (Figur 34b).

Hur detta skulle fungera i de unika sandrevelmiljöerna i Klarälven är oklart. Dessa miljöer är beroende av en kontinuerlig erosion och deposition och det är viktigt att man inte "låser fast" älven och fåran. Dock har sannolikt erosionstakten blivit onaturligt hög framför allt vintertid, och depositionsfrekvensen onaturligt låg och man kan behöva fundera på om man t.ex. genom placering av stenblock kan förhindra att revlarna eroderar bort för snabbt. Att testa detta i ett projekt med sandrevelmiljöer som inte ingår i reservat eller skyddade områden skulle kunna ge svar på detta.



Figur 34. Exempel på naturliga erosionskydd i form av stenblock som lags ut i Umeälven. a) Bakom stenarna har sediment börjat samlas och en ny strand är på väg att byggas upp. b) Brottet i isen som uppkommer på grund av korttidsregleringseffekter hamnar utanför stenskydden och skonar strandkanten från isnötning. Foto Åsa Widén

AP2

För Färnebofjärden och Fullsta var sambandet mellan flöde och vattenstånd visserligen signifikant, men förklaringsgraden var låg i sammanhanget. Ofta ser man förklaringsgrader på över 90% när man modellerar samband mellan flöde och vattenstånd i oreglerade älvar. Sannolikt beror detta på den reglerade vattenföringen med dammar både uppströms och nedströms lokalen. Man ser att särskilt under låga flöden så kan vattenståndet variera kraftigt, vilket är något man kan se i reglerade älvar med dammar i kaskad och påverkan från korttidsreglering där sambanden mellan flöde och vattenstånd kan bli ”frikopplade” (Widén m.fl.

2023). Den frekventa variationen av vattenstånd visar på att de undersökta lokalerna är påverkade av korttidsreglering (Figur 22 b). Detta gör det svårt att utifrån historiska flödesdata korrekt modellera vilken översvämningsdynamik ytorna varit utsatta för, både i nutid och historiskt innan reglering. Provytorna placerades utifrån vad som i fält bedömdes som spannet mellan övre och nedre strandlinjen och bör alltså vara placerade inom intervallet för översvämningsdagar. Under perioden vi har mätdata för är vattenståndsintervallet för Färnebofjärden är 54,60–56,76 m.ö.h och de utplacerade provytorna ligger inom intervallet 55,76–57,71 m.ö.h. För Fullsta är dessa intervall 61,10–63,10 m.ö.h respektive 61,60–63,83 m.ö.h. En trolig anledning till detta är att man inte fångat hela översvämningsdynamiken under den period av mätdata som fanns att tillgå. För dessa områden har vi därför inte tittat på utbredningen av de olika vegetationszonerna före och efter reglering.

Inte heller för Bredforsenområdet har vi inte kunnat modellera den historiska vattenstånds-dynamiken. Vi ser dock att vattenstånden på lokal B1 är väldigt statistiskt oavsett flöde (Figur 12a) medan vi ser en viss, om än liten, variation på lokalen B2 (Figur 12b) vilket tyder på att den tappning som går in i Bredforsen inte gynnar hela området.

I oreglerade vattendrag ser man ofta att artrikedomen är högst i de mellersta delarna av stranden. Teorin bakom detta är att vid en intermediär nivå av störning, kan inte en art ta över på grund av konkurrens då störningen minskar effekten av den dominerande arten som inte kan öka på individnivå till samma hastighet (Huston 1979). I fallet med strandvegetation så förväntas det alltså att vegetationen ska gynnas av en regelbunden störningsregim av vattnets dynamik. Studier har också visat att artrikedomen i strandvegetationen i oreglerade vattendrag är som högst vid intermediär nivå av översvämningsfrekvens (Pollock, Nailman & Hanley 1998).

Vi ser signifikanta samband mellan vegetationens täckningsgrad och antalet översvämningsdagar för både Färnebofjärden och i Fullsta (Figur 24 c-d), där täckningsgraden ökar med ökande antal översvämningsdagar. Även här är dock förklaringsgraden väldigt låg. Nedre delarna av stranden består till stor del av graminoider, vilket är örtartade växter med gräsliknande karaktär (Figur 8). De bidrar med mycket biomassa, där det mesta ofta är blad, och kan på så vis leda till hög täckningsgrad. Graminoider har mycket täta rötter och klarar av att stå kvar när vatten fyller jorden och kan relativt lätt återhämta sig från skador.

För Färnebofjärden ser vi ett signifikant negativt samband mellan översvämningsdagar och antal arter (Figur 24g), och ett signifikant positivt samband mellan nivå på stranden och antal arter. I Fullsta (Figur 24f och 24h) ser vi dock inte detta. Att det är de övre delarna av stranden som uppvisar högst artrikedomen kan bero på den onaturliga störningen av snabba variationer av vattenståndet i jämförelse med ett oreglerat vattendrag (Figur 22b). Vid höga nivåer av störning, hinner inte arter återkolonisera området mellan störningsevenen. I oreglerade vattendrag sker förändringen av vattenståndet mycket långsammare och är på så sätt inte en lika stor störning för vegetationen. De låga förklaringsgraderna, även fast sambanden kan vara signifikanta, visar att

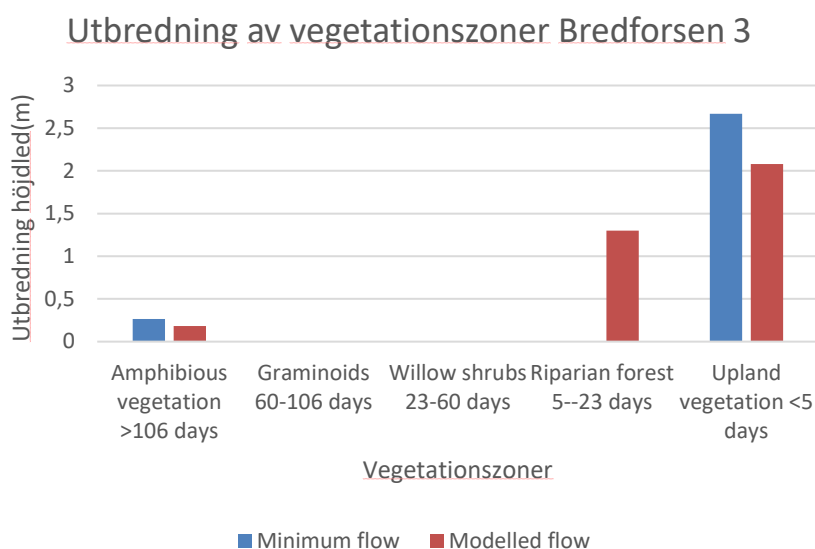
artrikedomen och täckningsgraden inte endast är beroende av flödesrelaterad påverkan. Dessa system är mer avancerade och det är flera variabler som förklarar varför en art växer på en viss plats. Även fast antalet översvämningsdagar eller höjd över havet har en betydelse så finns andra betydande variabler så som landskapets eller markens struktur (Lite, Bagstad & Stromberg 2005).

För lokalerna i Bredforsen ser sambanden lite annorlunda ut. För lokal B1 som verkar ligga lite hydrologiskt isolerad från tappningen i området ser vi inga signifikanta samband alls förutom mellan position på stranden och antal arter i provyta. I motsats till Färnebofjärden och Fullsta, ligger de artrikaste provytorna på den nedre delen av stranden. För lokal B2 och B3 är alla samband utom mellan position på stranden och täckningsgrad signifikanta, och resultaten visar även här att de ytor som befinner sig i den nedre delen av stranden och har fler översvämningsdagar har en högre artrikedom, och att de ytor som har en längre översvämning även har en högre artrikedom.

Skillnaden i samband mellan lokalerna som befinner sig i Dalälvens huvudfåra (Färnebofjärden och Fullsta) och de som ligger i Bredforsen torde spegla att i Dalälvens huvudfåra har man en större påverkan av effekter av korttidsreglering och associerad störning, medan den statistiska tappningen i Bredforsen leder till att det över huvud taget saknas en översvämningsdynamik på de övre delarna.

Denna skillnad syns också när man tittar på utbredningen av de hydrologiska vegetationszonerna. För Fullsta och Färnebofjärden visar antalet översvämningsdagar på ungefär lika många dagar för de båda lokalerna, totalt, även fast perioderna för detta data inte helt överensstämmer mellan lokalerna (Färnebofjärden har ca 2 månader längre mätserie). Formen på kurvorna för flödets varaktighet varierade något, med en brantare kurva i Färnebofjärden jämfört med Fullsta (Figur 23). Detta avspeglas delvis i utbredningen av de hydrologiska vegetationszonerna i de inventerade transekterna (Ström m.fl. 2012). I Färnebofjärden utgjordes dessa främst av terrester vegetation och strandskog. Omfattningen av det som hydrologiskt definieras som videzonen är i höjddled endast 5 cm och graminoidzonens omfattning i höjddled är 14 cm. Detta är betydligt mindre än utbredningen i höjddled för dessa zoner i ett oreglerat system (Ström m.fl. 2012). I Fullsta är utbredningen av zonerna något mer jämn i höjddled; för videzonen 14 cm och graminoidzonen 15 cm. Även detta är dock lite i jämförelse med ett oreglerat system. Att strandzonen blir smalare i reglerade vattendrag är ett välkänt fenomen (Jansson m.fl. 2000). Även zoneringsen blir ofta otydligare eftersom den jämna strukturerande översvämningen och efterföljande tillbakagången i vattenstånd i en oreglerad älv ersätts av ett naturligt och fluktuerande vattenstånd, ofta med utebliven eller endast kortvarig högflödestopp. I Bredforsen är detta ännu tydligare där zoneringsen baserat på nuvarande minimitappning hydrologiskt endast utgörs av amfibisk vegetation och terrester vegetation (Figur 35). Skulle det vatten som idag spills förbi Söderfors KRV nyttjas för en vårflodstopp för Bredforsen, skulle strandskogszonering tillskapas vilket gynnar svämskogsmiljöerna i området. För att tillskapa full zonering krävs dock att man utformar ett säsongsanpassat minimiflöde där vattenstånden succesivt sjunker under sommaren. I rapporten som gjorts inom systerprojektet

”Svämningar i Bredforsen” (Bilaga 4) tittar vi vidare på behoven av de lägre belägna zonerna. Här föreslår vi en varaktighet av flöden för den övre delen av svämningen (gränsen videbälte/strandskog) på 2 veckor, och för den nedre delen (graminoidzon) på 40–50 dagar. För de övre delarna torde det vara av vikt att ha en sammanhållen period av översvämning, medan de på de nedre delarna eventuellt skulle kunna delas upp under växtperioden. Opublicerade studier från Umeälven med jämförelser av översvämningstolerans för samma art mellan Vindelälven (en lång översvämning under vårfloden) och älvmagasin i Umeälven med korttidsreglering, med tiotals översvämningsepisoder under vegetationsperioden, visar att toleransen var väldigt lik för många/de flesta arterna. Detta beror sannolikt dock på förhållandena på plats. Svämningar är ofta finsedimentära och ligger inte vattennivån allt för djup ned så hjälper kapillärkraften till att hålla dess nedre delar ganska våta även när de inte är översvämmade.



Figur 35. Utbredningen i höjdlöd av hydrologisk vegetationszonering för a) Bredforsen 3 utan åtgärd. Den statistiska minimitappningen medför att det hydrologiskt sett inte sker någon zonering. Skulle det vatten som idag spills förbi Söderfors KRV nyttjas för en vårflodstopp för Bredforsen, skulle b) strandskogszonering tillskapas vilket gynnar svämskogsmiljöerna i området.

Mönstret för mest sannolika förekomst på stranden skiljer sig något mellan lokalerna vilket i viss mån nog förklaras av skillnader i översvämningssdynamik. Lokalerna Färnebofjärden och Bredforsen 2 har en mer succesiv övergång av arter över stranden och den relativa abundansen av dessa arter är mer jämnt fördelad över stranden. Detta speglar något förhållandena hur det ser ut i ett oreglerat vattendrag där de olika arterna breder ut sig över sina nischer (Jansson m.fl. 2019). För Bredforsen 2 har vi som tidigare nämnt eventuellt effekter av högre spill som ibland går genom området (Figur 12), vilket stöder att det är värdefullt att nyttja och koordinera det vatten som faktiskt spills i området och låta det gå genom Bredforsen istället för i utskoven vid Söderfors KRV. Ett mer koordinerat och genomtänkt spill skulle utan påverkan på kraftproduktion ge miljövinster i

form av förbättrade förutsättningar för strandvegetation (Figur 35). Inom området bör man också se till att det vatten man spiller på ett ställe faktiskt har den funktion som man vill åt på rätt ställen. I Bredforsområdet finns flera avstängningar mellan fåror och detta kan vara effektivt om man vill koncentrera ett flöde till en viss plats, men också kan leda till att miljövinster uteblir. Detta är sannolikt inte unikt för Bredforsen utan relevant för fler områden där man har flera spillvägar och multipla fåror.

Skillnaderna i arternas mest sannolika utbredning i Färnebofjärden och i Fullsta är inte lika lätt att förklara. Lokalen i Fullsta ligger närmare Näs KRV vilket skulle kunna medföra att reglering härifrån och från uppströms liggande KRV som Avesta kan påverka utbredningen av arter, medan sådana effekter kan ha dämpats ut ner mot lokalen i Färnebofjärden. Detta är dock spekulationer. Även för systemprojektet ”Svämängar i Bredforsen” såg vi, likt Bredforsen 1 och 3 samt Fullsta, att utbredningsmässigt har vi en smalare del av stranden som definieras som kontinuerligt blöt med arter som tål långvariga översvämningar och en ”torrare” svämäng (Jimel 2023, Bilaga 3 och 4).

Sammantaget kan vi dock säga att i ett oregerat vattendrag med större, men mer jämna, variationer i flöde under året förändras strandlinjen mer kraftigt med en högre högsta vattenlinje än i ett reglerat vattendrag (Figur 6). Strandzonen är då bredare och växterna har sina nischade områden med översvämningsgrader de klarar av. När vattendraget är reglerat och strandzonen har minskat, påverkas dessa växtzoner för de olika arterna, där zoner blir mindre, förflyttas och överlappas. Beroende på typen av hydrologisk påverkan skiljer sig fördelningen av arter, men gemensamt är att de generellt mest artrika zonerna, graminoidzonen och videzonen, är två av de smalaste, eller i vissa fall obefintliga zonerna i reglerade vattendrag. Detta mönster ser vi inte bara i detta projekt i Klarälven och Dalälven, utan vi ser samma mönster i andra reglerade älvar som Ljungan och den minimitappade Juktån (opublicerade resultat).

Slutsats

Baserat på de resultat vi har fått inom projektet är det tydligt att de strandmiljöer vi arbetat i behöver flödesrelaterade åtgärder för att gynnas. Generellt sett så har stränderna blivit smalare och de mest artrika zonerna som graminoid- vide- och strandskogszonen är de zoner som missgynnats mest. Vi visar i projektet på en metodik hur man kan ta fram vilka nivåer i en lokal som kopplar till vilka vegetationszoner och på hur man kan analysera hur utbredningen av zoner förändrats före och efter reglering, samt hur man kan modellera utbredningen av vegetationszoner och arter som knyter till dem utifrån föreslagna flödesåtgärder. Exakta nivåer av flöden är platsspecifikt och behöver analyseras för varje område. Förutsättningarna för hur detta kan göras varierar mellan lokaler. För att koppla vattenstånd till flöde på en lokal behöver man ha vattenståndsloggrar ute under en längre tid (minst ett år). Man behöver även en noggrann inmätning av stranden för att kunna koppla vattenståndsvariationerna till en översvämningsregim. God tillgång till data i form av lokala pegeldata i längre serier från t.ex. KRV eller mätstationer, nuvarande och historiska flöden, och en bra förutsättning att ta fram

fungerande samband mellan flöde och vattenstånd är en fördel för att göra bristanalyser (vad har gått förlorat), utforma flödesåtgärder som riktar sig till speciella områden/arter i vegetationen, samt att göra prediktioner om vad en åtgärd kan ge.

Att svara på hur långa översvämningar behöver vara, och hur ofta de behöver återkomma är svårare än att ange nivåer. Det säkraste sättet att göra detta är att titta på hur frekvent återkommande flödesnivåerna kopplade till olika hydrologiska vegetationszoner varit historiskt, samt hur långvariga dessa översvämningar varit och utforma flödena utifrån detta. Beroende på var i energisystemet en lokal förekommer kan dock detta ha mer eller mindre stor påverkan på energiförsörjning. För vattenförekomster som klassas som naturliga och där betydelsen för energisystemet är mindre är detta det säkraste sättet att utforma flöden. För vattenförekomster klassade som kraftigt modifierade och med en stor betydelse för energisystemet kan man sannolikt utgå från att även mindre frekventa översvämningar, med återkomstfrekvenser på några år har betydelse. Vi ser i Bredforsen att lokalen Bredforsen 2 verkar gynnas av att det faktiskt går högre flöden med jämna mellanrum om än inte varje år. Ur perspektivet att skapa vegetationszoneringar som efterliknar en naturlig zonering torde ett mer långvarigt högflöde som succesivt sänks med en mindre frekvent återkomsttid (ca 3–5 år) vara bättre än ett kortvarigare högflöde med årlig återkomstfrekvens.

En viktig aspekt när det gäller att gynna svämskogsmiljöerna är att missgynna granen. Resultaten från ett försök inom ett pågående projekt om översvämningars betydelse att hålla borta gran, där vi tittat på helt och partiellt (enbart rötterna) översvämmade granplantor visar att vid översvämningar på 10 dagar överlevde och tillväxte både granar som varit helt och delvis översvämmade i väldigt hög grad (endast 25% av de helt översvämmade dog). Vid 22 dagars översvämning dog 73% av de helt översvämmade plantorna, medan alla partiellt översvämmade överlevde. Resultaten visar att tre veckors översvämning är tillräckligt för att döda en substantiell andel av plantorna om de är totalt översvämmade. Försöket utfördes på labb, men det pågår även försök på lokaler i Dalälven. De försöken är dock inte klara för analys förrän senare delen av hösten 2024.

Resultaten från projektet visar också på hur viktigt det är att titta på annan påverkan på flödet än bara reduktionen av högflöden. Inte minst resultaten från Klarälven pekar på att det förekommer flöden som är stora nog att flytta på avsevärda mängder sediment och bygga upp sandrevelmiljöer. Samtidigt visar analyser av flödet att vinterflödena blivit högre och mer variabla över kortare tidsperioder än tidigare. Resultaten från lokalen i Fullsta tyder också på att de nedre delarna av stranden är påverkade av effekter av högre vinterflöden/ mer korttidsreglering.

Publikationslista

Dahlberg, A. 2021. Strandvegetationens utbredning i svämskogsområden med reglerad vattenföring i Nedre Dalälven. Examensarbete Kandidat 15hp. Umeå universitet.

Brynjarsdotter, H. 2022. Go with the flow - can environmental flows save us?: A study of the flow patterns in Bredforsen and possibilities for the future. Master's thesis 30 hp. Umeå University.

Jimel, M. 2023. Hydrological control of plant species composition and distribution in Dal River alluvial meadows. Master's thesis 30 hp. Umeå University. *Partly part of project.*

Referenser, källor

- Acreman, M., Arthington, A.H., Colloff, C.C., Crossman, N.D., Dyer, F., Overton, I., Pollino, C.A., Stewardson, M.J. och Young, W. 2014. Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world. *Frontiers Ecol. Env.* 12:466–473.
- Bjelke, U. och Sundberg, S. 2014: *Sötvattensstränder som livsmiljö – rödlistade arter, biologisk mångfald och naturvård*. ArtDatabanken Rapporterar 15. ArtDatabanken, SLU, Uppsala
- Bornette, G., och Large, A. R. G. 1995. Groundwater-surface water ecotones at the upstream part of confluences in former river channels. *Hydrobiologia*, 310: 123–137.
- Brynjarsdotter, H. 2022. Go with the flow - can environmental flows save us?: A study of the flow patterns in Bredforsen and possibilities for the future. Master's thesis 30 hp. Umeå University.
- Dahlberg, A. 2021. Strandvegetationens utbredning i svämskogsområden med reglerad vattenförling i Nedre Dalälven. Examensarbete Kandidat 15hp. Umeå universitet. EC (1992) *Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. EC, Brussels
- EC (2009 a) *Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC*. EC Brussels
- EC (2009b) *Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds*. EC, Brussels
- EC (2000) *Directive 2000/60/EEC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy*, European Commission, Brussels
- Earle, Steven. 2019. *Physical Geology – 2nd Edition*. Victoria, B.C.: BCcampus. Downloaded from: <https://opentextbc.ca/physicalgeology2ed/chapter/13-3-stream-erosion-and-deposition/>
- Länsstyrelsen Gävleborg. 2017. *Bevarandeplan för Natura 2000-områdena – Färnebofjärden (2217-2017)*
- Göthe, E., Degerman, E., Sandin, L., Segersten, J., Tamario, C. och McKie, B. 2019. Flow restoration and the impacts of multiple stressors on fish communities in regulated rivers. *Journal of Applied Ecology*. 56: 1687-1702

- Hedenskog M m.fl. (2015). *Vänerlaxens fria gång. Två länder, en älv. Ekologisk status och underlag till åtgärdsprogram för Klarälven, Trysilelva och Femundsälva med biflöden*. Länsstyrelsen i Värmlands län 2015:17
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113(1): 81–101.
- Jansson, R., Ström, L. & Nilsson, C. (2019). Smaller future floods imply less habitat for riparian plants along a boreal river. *Ecological Applications*, 29(8).
- Jansson, Roland. Nilsson, Christer, Dynesius, Mats, Andersson, Elisabeth. 2000. Effects of River Regulation on River-Margin Vegetation: A Comparison of Eight Boreal Rivers. *Ecological Applications*. 10:203-224.
- Kendy, E m.fl. (2017) Leveraging environmental flows to reform water management policy: lessons learned from the 2014 Colorado River Delta pulse flow. *Ecological engineering* 106:683-694
- Kennedy TA m.fl. (2016) Flow management for hydropower extirpates aquatic insects, undermining river food webs. *BioScience* 66:561-575
- Kiernan J.D., Moyle, B.B., Crain, P.K. 2012. Restoring native fish assemblages to a regulated California stream using the natural flow concept. *Ecol. appl.* 22:1472-1482
- Krok, T. O. B. N. och Almquist, S. 1994. *Svensk flora. Fanerogamer och ormbunksväxter*. 27. uppl. Liber utbildning.
- Länsstyrelsen Dalarna 2018. *Dalälvens naturvärden Påverkan från vattenkraften, åtgärdsbehov och prioriterade miljöåtgärder*. Rapport: 2018-05
- Länsstyrelsen Dalarnas län. 2018. *Bevarandeplan för Natura 2000-område – Bysjöholmarna (511-11533-2016)*
- Lite, S. J.; Bagstad, K. J. & Stromberg, J. C. 2005. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments* 63(4): 785–813.
- Merritt, D.M., Scott, M.L., Poff, L., Auble, G.T. och Lytle, D.A. 2009. Theory, methods, and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology* doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02206.x
- Naiman, R. J., Décamps, H. och Pollock, M. 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications* 3(2): 209–212.
- Olden JD m.fl. (2014) Are large-scale flow experiments informing the science and management of freshwater ecosystems? *Frontiers Ecol. Env.* 12:176-185.
- Poff NL & Schmidt J (2016) How dams can go with the flow. *Science* 353:1099-1100
- Pollock, M. M., Naiman, R. J. & Hanley, T. A. 1998. Plant species richness in riparian wetlands – a test of the biodiversity theory. *Ecology* 79: 94–105.

- Malm Renöfält, B., Widén, Å., Jansson, R. och Degerman, E. m.fl. 2017. *Identifiering av påverkan, åtgärdsbehov och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft*. Energiforsk rapport 2017:429.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J. och Braun, D.P. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174.
- Rivaes R m.fl. 2015. Reducing river regulation effects on riparian vegetation using flushing flow regimes. *Ecological Engineering* 81:428-438.
- Schmedtje U m.fl. (2011) *Links between the Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC) and Nature Directives (Birds Directive 2009/147/EC and Habitats Directive 92/43/EEC)*. EC, Brussels
- Ström, L.; Jansson, R. & Nilsson, C. 2012. Projected changes in plant species richness and extent of riparian vegetation belts as a result of climate-driven hydrological change along the Vindel River in Sweden. *Freshwater Biology* 57: 49–60.
- von Wachenfeldt, E & Bjälke, U. (2017) *Sötvattenanknutna Natura 2000-vårdens känslighet för hydromorfologisk påverkan i vattendrag Underlag till bedömningar i arbetet med miljökonsekvensbeskrivningar, ansökningar om Natura 2000-tillstånd och miljöanpassning av vattenkraften*. Havs och vattenmyndigheten Rapport 2017:15
- Widén, Å., Malm Renöfält, B., Ahonen, J. och Jansson, R. 2023. *EcoPeaking – Pilotstudie om korttidsreglering*. Energiforsk, Rapport 2023:935. ISBN 978-91-7673-935-8
- Hjulstrom, F. 1935. *Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris*, Bulletin. Geological Institute Upsalsa, 25, 221-527

Bilagor

- Bilaga 1.** Dahlberg, A. 2021. Strandvegetationens utbredning i svämskogsområden med reglerad vattenförling i Nedre Dalälven. Examensarbete Kandidat 15hp. Umeå universitet.
- Bilaga 2.** Brynjarsdotter, H. 2022. Go with the flow - can environmental flows save us: A study of the flow patterns in Bredforsen and possibilities for the future. Master's thesis 30 hp. Umeå University.
- Bilaga 3.** Jimel, M. 2023. Hydrological control of plant species composition and distribution in Dal River alluvial meadows. Master's thesis 30 hp. Umeå University. *Partly part of project*.
- Bilaga 4.** Jansson, R. och Malm Renöfält, B. 2023. Hydrologisk kontroll av utbredning och artsammansättning av växter på svämängar i nedre Dalälven. Projektrapport.



UMEÅ UNIVERSITET

Strandvegetationens utbredning i svämskogsområden med reglerad vattenföring i Nedre Dalälven

Alma Dahlberg

Abstract

I have studied the distribution and richness of riparian species in two Natura 2000 areas in Nedre Dalälven, Sweden, in relation to flooding regime. Both areas have a disrupted flow regime, due to flow regulation from hydropower production in the river. I tested the relationship between water level and flow to explore whether it was possible to use historical flow data to model flooding regime before and after flow regulation. I also tested the relationship between species richness and cover of riparian vegetation, and the amount of flooded days. Based on existing data on distribution of riparian vegetation zones according to flooded days, I calculated the extension of different vegetation zones in both areas. Finally, I modeled the probability distribution of species in an elevation gradient in order to see where different species were most likely to be found. It was not possible to model the flooding regime due to the existing flow regulation. The relationship between flooded days and vegetation cover showed a positive correlation while the species richness relationship was negative. Riparian vegetation zones were hard to distinguish when examining the species distribution. Species richness in the riparian zone is dependent on the natural flood regime. When rivers and streams are affected by the regulation of flow, the riparian zones are affected too. Higher fluctuations of water levels over a shorter period of time leads to more intense disturbance which lowers the species richness. The riparian zones become narrower which also becomes a disadvantage to the riparian species.

Innehållsförteckning

1 Inledning och syfte	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte.....	3
1.2.1 Frågeställningar	3
2 Metod	3
2.1 Områdesbeskrivning	3
2.1.1 Färnebofjärdens nationalpark	3
2.1.2 Bysjöholmarna - Fullsta	4
2.2 Dalälvens hydrologi	4
2.3 Inventering	5
2.4 Datahantering och statistiska test	5
3 Resultat	6
3.1 Samband mellan vattenstånd och Flöde.....	6
3.2 Samband mellan översvämningsdagar och artrikedom.....	7
3.3 Vegetationszoner och artutbredning.....	10
4 Diskussion	14
4.1 Slutsats	17
5 Referenser	18

1 Inledning och syfte

1.1 Bakgrund

Sverige är ett land rikt på vatten med 119 huvudvattendrag (Eklund 2010). Dessa rinnande vatten är en viktig resurs för människan, som använder vattnet till bland annat bevattning i jordbruket, dricksvatten, fiskevatten och energiuttag (Eklund 2010). Vattendrag utgör också viktiga områden för till exempel fiskars vandring och lek samt levnadsplats för många växter och djur (Eklund 2010). Alla stora älvar, förutom Torne älv, Piteälven, Kalixälven och Vindelälven, är reglerade och en stor del av utbyggnaden är till för energiproduktion (Eklund 2010, Forsman & Helmersson u.å.). Vattnet samlas upp i magasin under snösmältning och perioder med mycket nederbörd för att sedan portioneras ut under året för kraftproduktion (Eklund, 2010). År 2019 bestod cirka 39% av Sveriges elproduktion av vattenkraft (SCB 2020).

Naturligt varierar flödet i vattendrag både inom och mellan år (Poff et al. 1997). Över tid syns säsongrelaterat mönster där, som till exempel i många av vattendragen i norra och mellersta Sverige, flödet under vintern är lågt i jämförelse med normalflödet. Detta är på grund av den variation av nederbörd som finns i Sverige genom förändringen av nederbörd mellan årstiderna då nederbörden under vinterhalvåret är bundet i is och snö (Poff et al. 1997). Flödestoppar under året kan observeras under smältperioder, där det största flödet sker under vår och försommar då smältperioden i den svenska fjällkedjan pågår (Renöfält, Jansson & Nilsson 2010). Under år med mycket nederbörd under hösten kan även mindre högflödestoppar förekomma vid denna period. Dynamiken i ett vattendrag varierar över tid och för att undersöka flödesregimen går det att dela upp flödet i olika ekologiskt relevanta aspekter; magnitud, varaktighet, frekvens, timing och förändringshastighet (Poff et al. 1997, Renöfält & Ahonen 2013). Vattenflöde varierar regionalt och beror på avrinningsområdets storlek, topografi, vegetation och andra geologiska variationer (Poff et al. 1997). Även geomorfologin längs med vattendrag är beroende av flödet vilket påverkar materialtransport och deposition av material (Naiman et al. 1998). När flödet stoppas upp förändras depositionen av material och när deposition av material saknas kan erosion i stället föra bort mer material än vad tidigare har deponerats, vilket förändrar morfologin av området drastiskt (Poff et al. 1997)

När ett vattendrag byggs ut med dammar och kraftverk förändras de tidigare nämnda aspekterna av flödesregimen. Naturliga toppar och dalar försvinner eller minskar då ett mer jämnt flöde över året skapas då energiproduktionen skall anpassas efter samhällets behov. Samtidigt ökar förändringen över kortare tidsperioder som dagar och veckor, då man korttidsreglerar för att möta variationer i behovet av elkraft. Det är samma totala mängd vatten som passerar men med förändrad frekvens, varaktighet, förändringshastighet och timing. På grund av de stora ingreppen och förändringar av flödet påverkas djur- och växtlivet negativt (Renöfält, Jansson & Nilsson 2010). Ett sätt att reglera på ett mer miljövänligt sätt är att i viss mån återskapa naturliga flödestoppar i ett reglerat vattendrag för att låta vattendraget ha kvar en del av sin naturliga karaktär och minska de negativa effekterna av regleringen. Det kan göra så att de naturliga ekologiska och biologiska processer som har utvecklats efter flödesmönstret kan behållas (Hayes et al. 2018).

Strandzonen utgör gränsen mellan land- och vattenmiljön (Gregory et al. 1991) och kan definieras som den zon som befinner sig mellan vattenbrynets lägsta punkt vid lågt vattenflöde, och dess högsta punkt där vegetationen påverkas av översvämning (Naiman, Décamps & Pollock 1993). Här är växtligheten anpassad till att klara en viss del översvämning och störning. Det kan krävas av vissa arter att denna störningsregim är regelbunden och återkommande för att ej trängas undan av annan vegetation eller för att förlora sin speciella ekologiska diversitet. Stränder, världen över, är artrika miljöer jämfört med omgivande marker på grund av dess störningsregimer och andra, geologiska, störningsprocesser (Naiman, Décamps & Pollock 1993). Mängden översvämning, mätt i

magnitud och varaktighet, som krävs varierar mellan arter och det bildas då en gradient av olika artsammansättning från vattendraget och uppåt, där växter närmast vattnet tål att vara under vatten en längre tid under året än de växter som växer på högre nivåer från den normala vattenytan. Artsammansättningen i strandzonen påverkas av många olika faktorer. Enligt Lite, Bagstad och Stromberg (2005) kan dessa faktorer vara tillgång till grundvatten, översvämningsintensitet, bredd på strandzonen, variationen i landskapet, täckningsgrad av krontak och elevation. Sammansättningen av arter kan också vara beroende av transport av fröer genom vattnet i syfte av spridning (Naiman, Décamps & Pollock 1993). På grund av de varierande störningsregimen och den varierade geomorfologiska kompositionen, skapas ett mosaikliknande landskap av olika livsmiljöer längs med vattendrag, där arter kan leva tillsammans tätt intill varandra (Gregory et al. 1991, Naiman, Décamps & Pollock 1993, Naiman, Bilby & Bisson 2000). Svämskogar är skog som periodvis påverkas av översvämningar av närliggande vatten, antingen sjöar eller vattendrag (Naturvårdsverket 2012). En svämskog kan ses som en förlängning av strandzonen (Naiman et al. 1998). Växterna i dessa skogar är anpassade att klara av de störningar av vatten som naturligt sker i området och beroende av dessa för att inte konkurreras ut av omgivande skog, i synnerhet gran.

När vattendragen regleras och flödesregimen påverkas, förändras gradienten av arter från vattendraget och uppåt. Översvämningar blir mindre omfattande och antalet översvämningsdagar minskar. Detta gör att området för strandvegetation minskar och varje växt får en mindre yta av gradienten där de kan växa, medan vissa arter kan bli helt undanträngda, vilket kan beskrivas med art-areaförhållandet (Connor & McCoy 2001, Lite, Bagstad & Stromberg 2005). Regleringen av vattendrag påverkar även spridningsmöjligheter för frön. Fröspridning kan vara beroende av transport av vatten och i utbyggda vattendrag försvåras denna transport på grund av kraftverk och dammar som stoppar transporten. Översvämning kan krävas för att, genom störning, limitera en art med högre dominerande kraft till att ta över samhället (Huston 1979). Stränder längs reglerade vattendrag är i allmänhet mer artfattiga och har en förändrad artsammansättning jämfört med oreglerade vattendrag (Nilsson & Keddy 2011). Viktiga ekologiska processer som produktivitet, nedbrytning och spridning av frön försämras också av flödesreglering (Andersson, Nilsson & Johansson 2000, Kozłowski 2002, Padial & Thomaz 2006).

Enligt Miljöbalken 11 kap 27-28 § är det ett krav att produktionen av el från vattenkraft bedrivs med moderna miljövillkor och att det ska finnas en plan över hur de moderna miljövillkoren ska nås (Havs- och Vattenmyndigheten, Energimyndigheten & Svenska kraftnät. 2019, Miljödepartementet 2020). I juni 2020 beslutades det att en omprövning av den svenska vattenkraften ska ske för att ha vattenkraften på moderna villkor. Att återställa vattendrag till sitt ursprungliga tillstånd och samtidigt behålla regleringen är omöjligt. Målet i reglerade älvar med i stort sett bibehållen kraftproduktion blir därför att efterlikna störningsregimerna, vattenrörelsen samt sedimenttransporten och depositionen som upprätthåller ekologiskt värdefulla miljöer (Naiman, Décamps & Pollock 1993).

Dalälven är ett av Sveriges stora vattendrag och är, som majoriteten av våra vattendrag, reglerat för produktion av vattenkraft. I Nedre Dalälven finns också för Sverige unika miljöer med stora områden svämskog med ädellöv, vilket är en ovanlig och artrik naturtyp. Denna flödesreglering missgynnar strandvegetation och de intilliggande ädellövskogarna då en effekt av reglering är att högflödespulser av vatten saknas. Detta betyder att nivåerna av översvämning under året inte liknar mönstret i ett icke reglerat vattendrag och detta påverkar strandvegetationen negativt. I flera områden i Nedre Dalälven växer ädellövskogar som kräver en viss översvämning för att inte trängas undan av gran. Dessa ädellövskogar ingår i EU:s art och habitatdirektiv och områdena är klassade som Natura 2000-områden. I projektet EcoPeak arbetas det med att undersöka bland annat strandvegetationen och svämskogarna längs med Dalälven och hur de har påverkats av reglering. Syftet med projektet är att förstå sambanden mellan vegetationssammansättningen i området och översvämningsdynamiken för att på så sätt ge förslag på åtgärder som kan minska den

negativa effekten av vattenkraften genom att gynna de påverkade arterna. EcoPeak är ett större projekt där jag endast kommer att arbeta med områden längs med Dalälven i Bysjöholmarnas Natura 2000-område och Färnebofjärdens nationalpark.

1.2 Syfte

Syftet med detta arbete är att undersöka artsammansättningen i elevations-transekter från vattendraget och kartlägga utbredningskurvor för olika växtarter, samt att undersöka eventuella samband mellan artrikedom och antal dagar som en yta är översvämmad. Syftet är också att undersöka samband mellan vattenstånd och vattenföring för att på så sätt uppskatta utbredningen av olika vegetationszoner före och efter reglering. Jag kommer även att utgå från data på utbredning av vegetationszoner baserat på översvämningsdagar från den oreglerade Vindelälven för att avgränsa de olika vegetationszonerna.

1.2.1 Frågeställningar

- Finns det samband mellan vattenståndsvariationer och vattenföring som möjliggör modellering av strandzonernas utbredning före och efter reglering?
- Finns det samband mellan översvämningslängd och artrikedom samt vegetationstäckning?
- Hur ser vegetationszoneringen ut i området baserat på data om zonerings utifrån översvämningsgrad i oreglerade system (Ström, Jansson & Nilsson 2012)?
- Hur ser artutbredningen ut i området? Växer olika arter på olika höjder från vattenbrynet, och hur ser denna fördelning ut? Detta undersöks genom att ta fram medelhöjd för arters förekomst samt genom att skapa sannolikhetskurvor för artutbredning i relation till nivå på stranden.

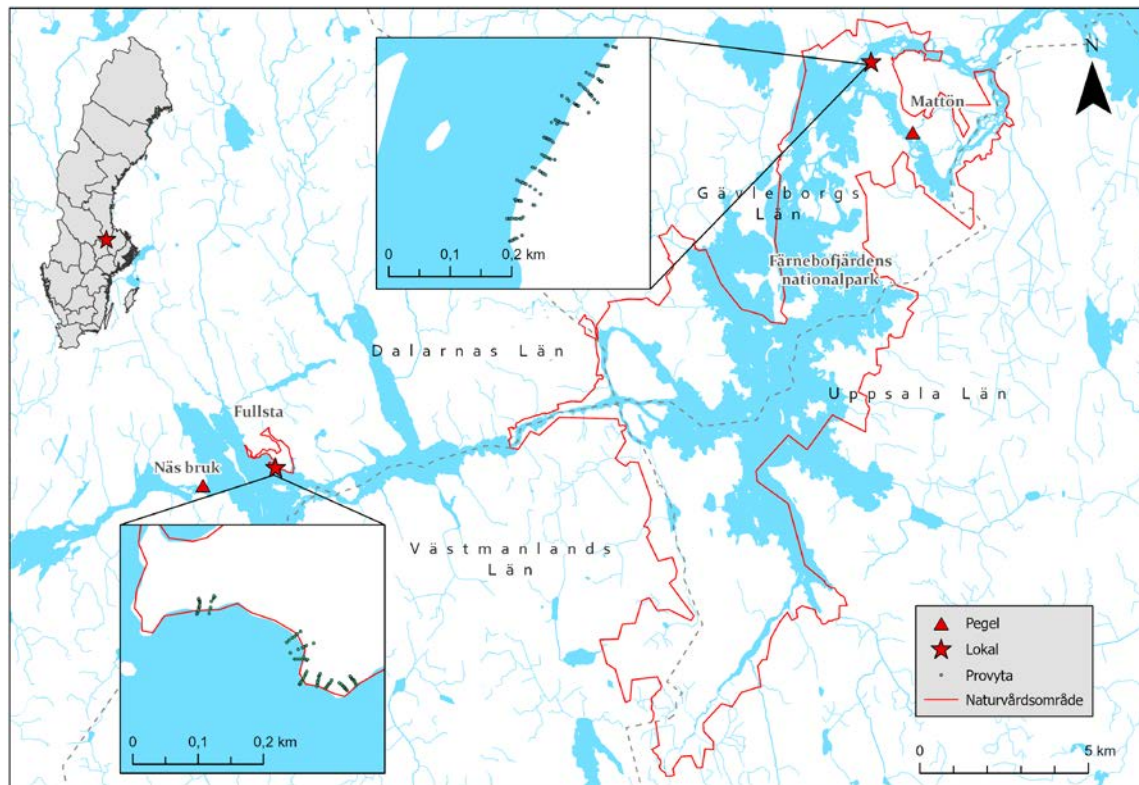
2 Metod

2.1 Områdesbeskrivning

2.1.1 Färnebofjärdens nationalpark

Färnebofjärdens nationalpark är lokaliserat inom Gävleborgs och Uppsala län, samt en liten del inom Dalarnas och Västmanlands län. Lokalerna för inventeringen ligger vid nordvästra delen av Mattön, i den norra delen av Färnebofjärdens nationalpark, längs med stranden till den nedre delen av Dalälven, inom Gävleborgs län (Fig. 1). Färnebofjärden är riklig på öar och skär och älvängar och svämädellövskogar i området är beroende av vattendragets översvämningsregim. Översvämningsarna görs möjliga av områdets flacka natur. Området består av tre Natura 2000-områden och en skötselplan av området har utvecklats för att gynna dessa områden. Dessa Natura 2000-områden består av svämpåverkade ädellövskogar, svämlövskogar och svämängar som är beroende av de återkommande översvämningsarna som avsätter näringsrika sediment. Färnebofjärden består även av ängs- och kärrmarker vilka har fått sin karaktär av de återkommande översvämningsarna. Den rika artmångfalden i områden är närvarande på grund av den stora variationen av olika livsmiljöer. Flera sällsynta arter av mossor, lavar, skalbaggar fåglar och kärlväxter återfinns i området. Av översvämningsarna gynnas flertalet arter av lövträd så som björk, asp och al. Färnebofjärden är skyddat som nationalpark och åtgärder så som skogsbruk är stoppade. Sedan hävden har upphört har svämängar återfått sin buskiga karaktär med busk-, ris- och trädskikt. Då årshögstaflödet har minskat sedan 1800-talet så hotas dessa svämmarker åter av igenväxt. Bevarandemål för området överensstämmer med skötseln av Natura2000-områden. Naturtyperna beroende av översvämningsarna är de mest hotade områdena på grund av den utbyggnad av Dalälven som har skett. Då årshögstaflödet har minskat, hotas dessa områden av igenväxt av framför allt gran.

Inventeringslokalen i Färnebofjärden skedde i ett område klassat att hysa ädellövsvämskog (Gävleborg, 2017).



Figur 1. Karta över de två studieområdena (stjärna), samt utbredningen av provytor (punkter). Pegel för vattenståndsmätning är utplacerade (triangel). Koordinatsystem Sweref99 TM. Kartlager är erhållna från Lantmäteriet.

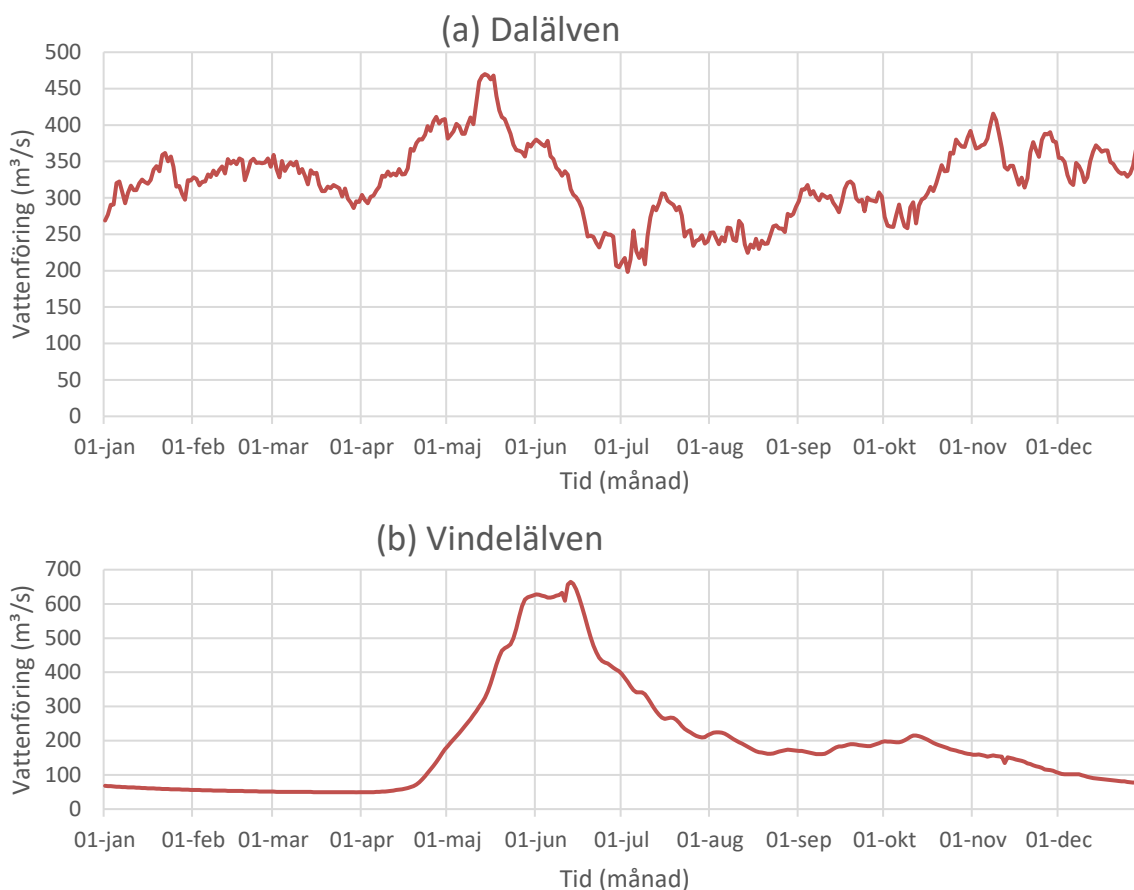
2.1.2 Bysjöholmarna - Fullsta

Bysjöholmarna och Fullsta ligger en bit längre inåt landet från Färnebofjärden, där Dalälven flyter genom sjön Bysjön. Denna sjö ligger inom Dalarnas län, strax söder om Fullsta. Inventeringslokalerna är placerade längs den nordöstra stranden av sjön (Fig. 1).

Området består av starrängar och betesmarker, och den lövrika granskogen bibehålls genom de återkommande översvämningarna samt genom den mänskliga faktorn då slätter och bete har bedrivits i området. Gräsmarkerna i området hotas av igenväxning då marken ej brukas tillräckligt av bete. Vid igenväxningen missgynnas de strandväxter som kräver mycket ljus för överlevnad. Det har även skett en spridning av bekämpningsmedel, gödsel och kalk i området, samt att det skett konstbevattning och täkter av sten och jord, vilket har lett till rubbade förhållanden mellan arter. Inventeringen skedde vid områden med svämningar, trädbeklädda betesmarker och på fuktängar (Dalarnas Län 2018).

2.2 Dalälvens hydrologi

Dalälven är en utbyggd älv med flera regleringar längs med vattendraget. Detta gör att den årliga vattenföringen inte liknar det hos ett oregerat vattendrag, som här exemplifieras med en jämförelse med mönstret i den oregerade Vindelälven (Fig. 2). Högflödestoppen under våren är minskad och variationer i vattenföring över kort tid har ökat markant.



Figur 2. Daglig medelvattenföring (a) i det reglerade vattendraget Dalälven och (b) det oreglerade vattendraget Vindelälven i norra Sverige, under perioden 2011–2020. Vattenföringsdata kommer från Näs kraftverk för Dalälven och Granåker pegelstation (stationsnummer 2237), Vindelälven.

2.3 Inventering

Insamlingen av data skedde under fyra dagar mellan den 18e och 21a augusti 2020. De två lokalerna, inom Färnebofjärdens nationalpark och vid Bysjöholmarna, inventerades i ytor på 50 x 50 centimeter längs en transekt från vattenbrynet och uppåt från vattendraget till vad som bedömdes vara översta strandlinjen. För varje 20 cm ökning av höjd, över sommarens lägsta strandlinje, placerades en ny yta. Provytor placerades upp till den högsta strandlinjen. Det blev ca 10 rutor per transekt och ca 12 transekter per lokal. Transekterna placerades med ca 25 meters mellanrum. Inom varje ruta i transekten inventerades alla kärlväxter, kärlväxternas täckningsgrad samt substratets sammansättning. Arterna dokumenterades efter nomenklaturen enligt Krok och Almquist (1994).

Höjden på varje yta mättes in med en Nätverks-RTK (Real time Kinematic) med hjälp av en Trimble® R10 GNSS system. Detta ger en precision på ca ± 2 cm i plan och höjddled. Inmätningen gjordes i RH2000. Vattenståndet vid lokalerna är baserat på data från Länsstyrelsens vattenståndsmätare som är lokaliserade i närheten av lokalerna (Fig. 1). Även dessa mäter i RH2000.

2.4 Datahantering och statistiska test

Sambandet mellan flöde och vattenstånd testades med linjär regression. Syftet med detta test var att undersöka om det finns signifikanta samband samt om förklaringsgraden var hög nog att använda flödesdata under längre perioder, samt historiska flödesdata som substitut för vattenståndsmodelleringar på längre tidsperioder samt före reglering. Flödesdata erhöles från Vattenfall AB.

Beräkningar av totala antalet översvämningsdagar under perioden 040718–210421 för Fullsta och 040518–210421 för Färnebofjärden skapades utifrån data från närliggande pegelstationer (Fig. 1). Vattenståndsdata som erhöles visade vattenståndet varje timme beräknades medelvärde för varje dag. Ackumulerat antal dagar då den dagliga medelvattennivån överstiger en viss nivå på stranden beräknades för att skapa ett mått på antal översvämningsdagar. Samband mellan provytornas placering, i höjd över havet, och artrikedom per provyta, samt samband mellan provytornas placering och vegetationens täckningsgrad testades genom linjär regression.

Baserat på data från Ström et al (2012), som visar vegetationszoneringens utbredning utifrån översvämningslängd per år i den oregerade Vindelälven, räknades motsvarande växtzoners utbredning på lokalerna ut utifrån en omräkning för baserat på översvämningsdagar under hela perioden.

Av alla inventerade arter valdes fokusarter ut genom att exkludera alla arter där mindre än 5 fyndplatser hade observerats. Därefter exkluderades de arter som hade en standardavvikelse över 1, vilket ledde till att fjorton, respektive femton arter fanns kvar att arbeta med för Färnebofjärden och Fullsta.

Med hjälp av beräkningar av översvämningsdagar skapades stapeldiagram över hur många dagar de utvalda växterna var under vatten under perioden. Medelvärdet för den höjd växten hade observerats på användes som grund för att beräkna antal översvämningsdagar för arten. Arterna delades in i tre grupper; träd, gräs och örter.

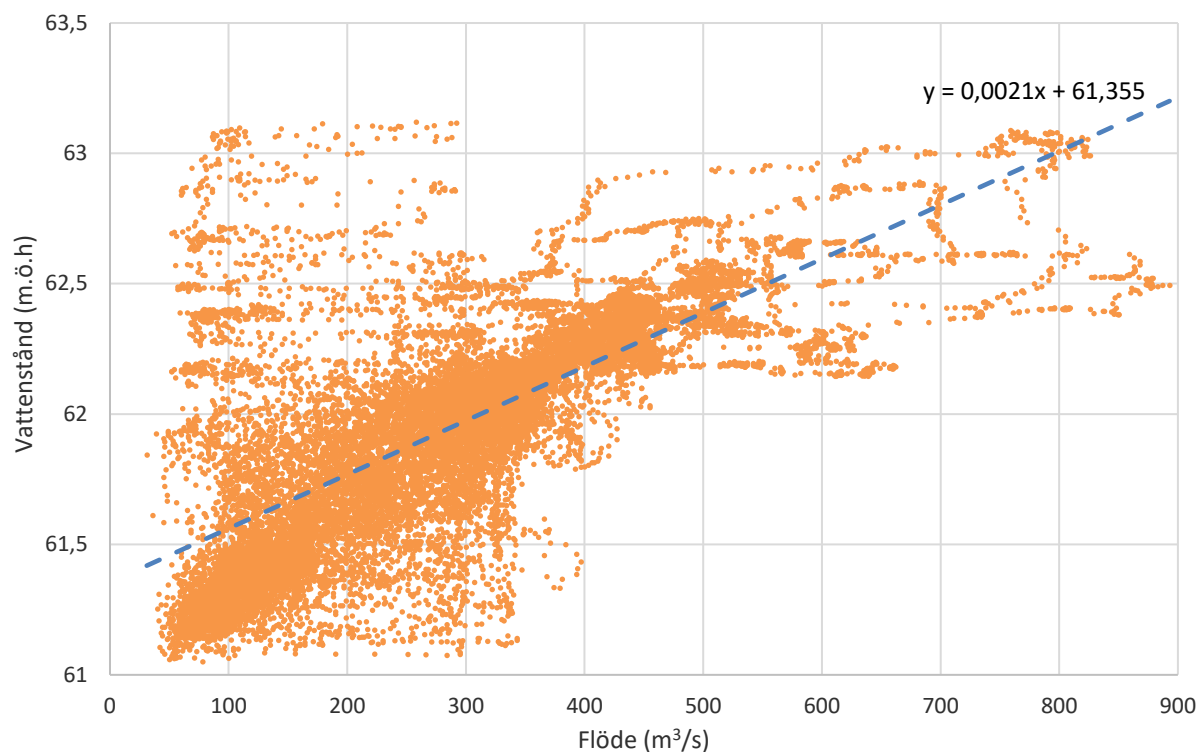
Sannolikhetskurvor för utbredningen i höjddel av de utvalda arterna skapades för respektive lokal. Detta gjordes genom att skapa steg, på en storlek av 0,1 av standardavvikelsen från medelvärdet av de höjder där arten hade påträffats. Det blev totalt -3 till 3 standardavvikelser från medelvärdet. Dessa värden användes för att ta fram ett normalfördelat värde för varje höjdsteg med hjälp av funktionen för normalfördelning i Excel. Värdena för höjden och dess täthetsvärde användes för att skapa normalfördelningskurvor för att visa vilken höjd över havet det med störst sannolikhet växer en specifik art. Antal översvämningsdagar, för den lägsta och den högsta möjliga höjden, räknades ut med hjälp av vattenståndsdata från Näs och Färnebofjärden.

All datahantering har skett i Microsoft Excel.

3 Resultat

3.1 Samband mellan vattenstånd och Flöde

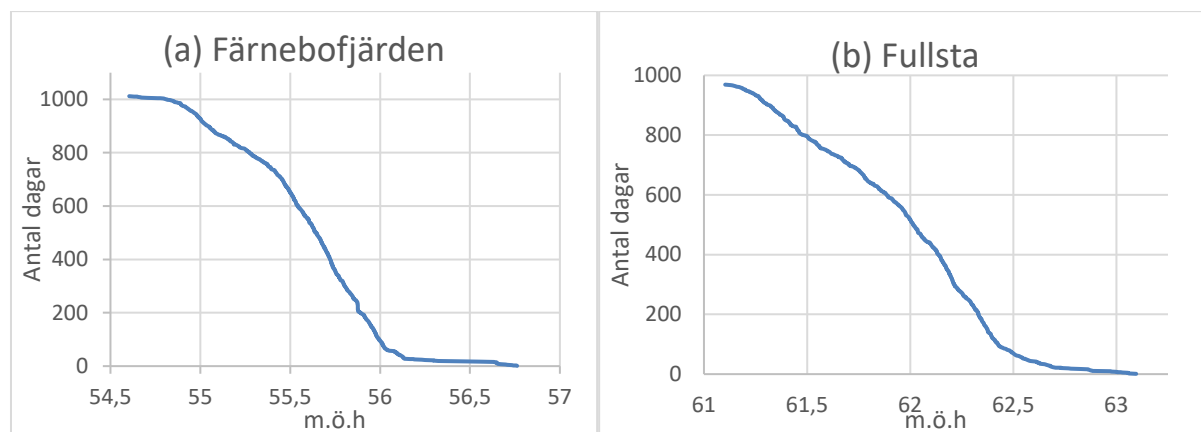
Det finns ett signifikant samband mellan vattenstånd och flöde för lokalen Fullsta ($p < 0,001$, Fig. 3). Förklaringsgraden (r^2) är endast 0,55, vilket i sammanhanget är svagt. Detta gör det svårt att använda flödesdata för att modellera historisk översvämningsdynamik, samt att jämföra strandzoneringens utbredning före och efter reglering. Det samma gällde lokalen i Färnebofjärden.



Figur 3. Samband mellan flöde och vattenstånd i Fullsta baserat på timdata under perioden 040718–311220. $r^2=0,55$, $p < 0,001$.

3.2 Samband mellan översvämningsdagar och artrikedom

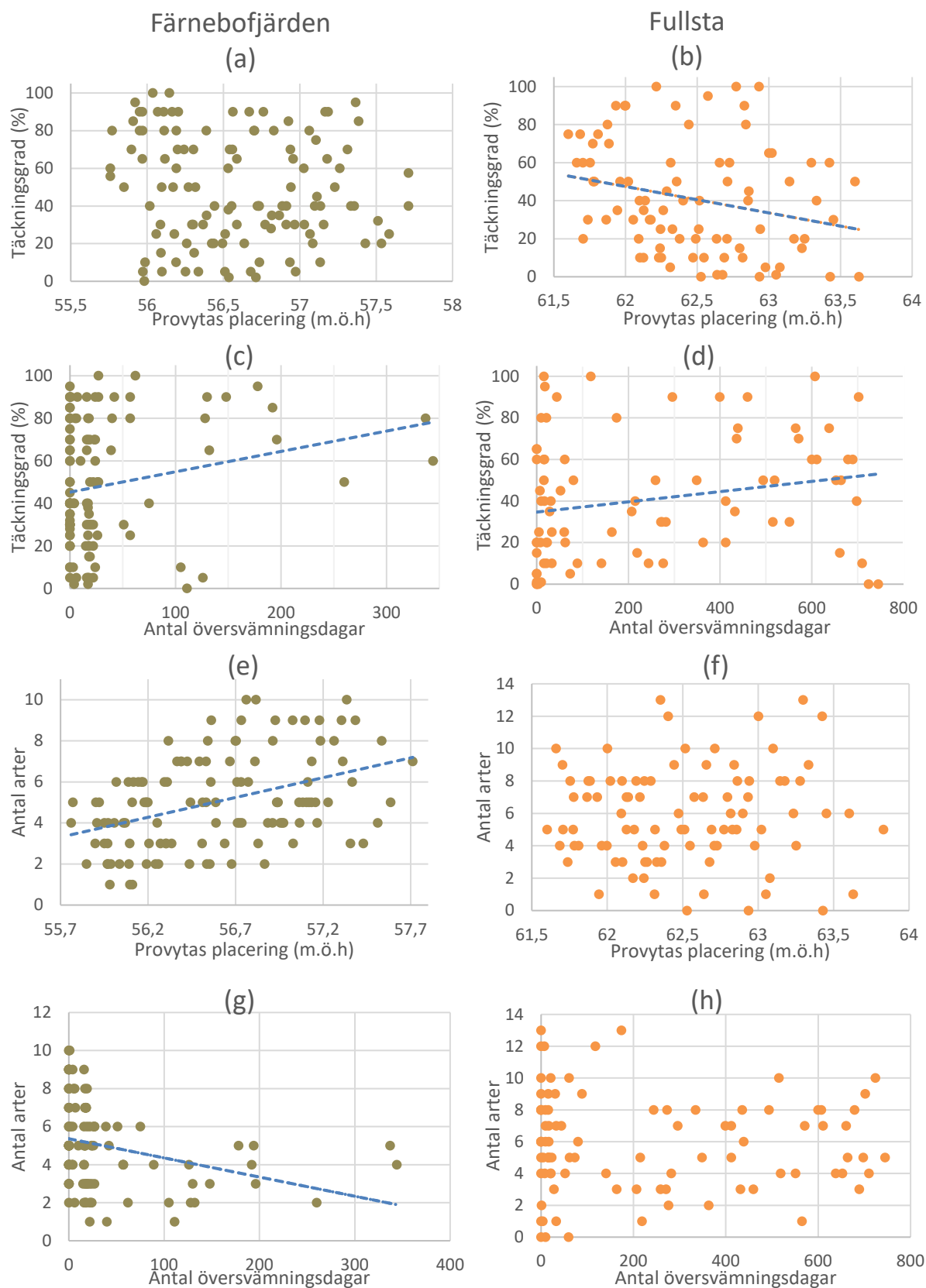
De totala antalet översvämningsdagar för olika nivåer på stranden, presenterade visar översvämningsintervall mellan 1–1012 dagar och 1–969 dagar för Färnebofjärden respektive Fullsta under perioderna 040518–210421 och 040718–210421 (Fig. 4).



Figur 4. Ackumulerat antal dagar då den dagliga medelvattennivån når eller överskrider ett värde under perioden a) 040518–210421 för Färnebofjärden och b) 040718–210421 för Fullsta.

Täckningsgraden på provytorna varierade mellan 0–100 % i både Fullsta och Färnebofjärden. Sambandet mellan provytornas täckningsgrad av vegetation och nivå på stranden, samt antal dagar varje provyta varit översvämmad testades (Fig. 5a-d). Den linjära regressionen visar att sambandet mellan täckningsgrad och nivå över stranden inte är signifikant i Färnebofjärden och signifikant i Fullsta ($p < 0,05$) (Fig. 5a-b). Förklaringsgraden är dock mycket låg ($r^2=0,06$). Sambandet mellan täckningsgrad och antal dagar varje provyta hade befunnit sig under vatten är signifikant i både Färnebofjärden och i Fullsta ($p < 0,05$) (Fig. 5c-d). Även här är förklaringsgraden mycket låg ($r^2=0,04$ respektive $r^2=0,08$).

Sambandet mellan artantal och provytornas placering testades också genom linjär regression där artantalet varierar mellan 1–10 och 0–13 för Färnebofjärden respektive Fullsta. Sambandet är signifikant i Färnebofjärden ($p < 0,05$) och icke signifikant i Fullsta ($p > 0,05$) (Fig. 5e-f). Genom linjär regression testades även sambandet mellan var provytas artantal och antal översvämningsdagar för provytan (Fig. 5g-h). Regressionen visar, för Färnebofjärden, ett signifikant samband ($p < 0,05$) (Fig. 5g). I Fullsta är sambandet inte signifikant ($p > 0,05$) (Fig. 5h). För sambanden inkluderande artantalet var förklaringsgraden mycket låg (Fig. 5e-h).



Figur 3. Samband mellan täckningsgrad av vegetation och a) nivå på stranden för Färnebofjärden ($r^2=0,02$, NS) och b) nivå på stranden för Fullsta ($r^2=0,06$, $p < 0,05$). Samband mellan täckningsgrad vegetation och c) antal översvämningsdagar för Färnebofjärden ($r^2=0,04$, $p < 0,05$) och d) för Fullsta ($r^2=0,08$, $p < 0,05$). Samband mellan antal arter per yta och e) nivå på stranden för Färnebofjärden ($r^2=0,17$, $p < 0,001$) och f) nivå på stranden för Fullsta ($r^2 < 0,01$, NS). Samband mellan arter per yta och g) antal översvämningsdagar för Färnebofjärden ($r^2=0,08$, $p < 0,05$) och h) antal översvämningsdagar för Fullsta ($r^2 < 0,01$, NS).

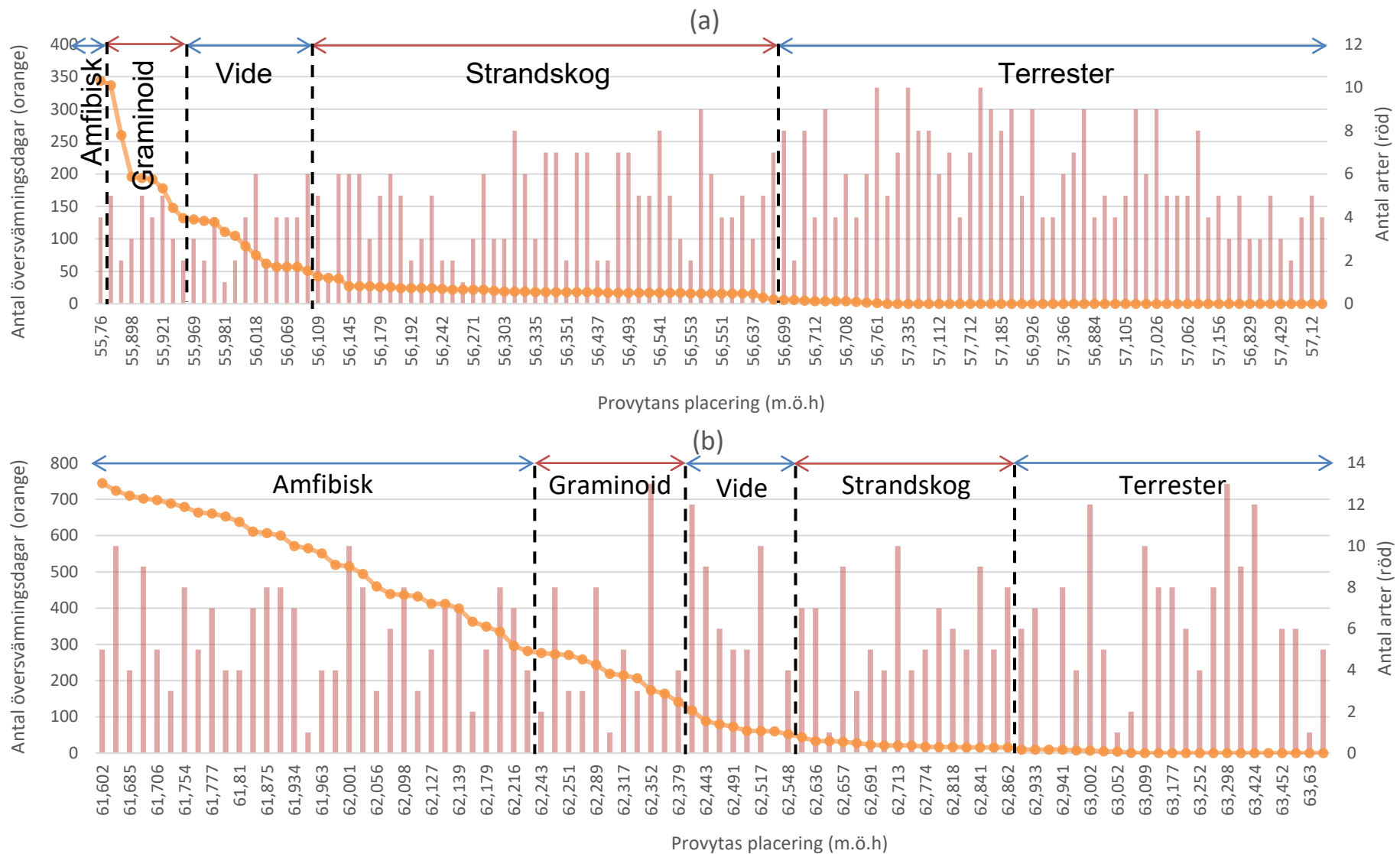
3.3 Vegetationszoner och artutbredning

Perioderna för vattenståndsdata från peglarna motsvarar 2,92 år för Färnebofjärden, och 2,76 år för Fullsta. I stället för att beräkna antal översvämmade dagar per år för dessa korta perioder användes hela perioden och omberäkning gjordes utifrån data från Ström, Jansson och Nilsson (2012, Tabell 1).

Tabell 1. Medel antal översvämningsdagar per år under vegetationssäsong för de olika vegetationsbältena i den oreglerade Vindelälven (data från Ström, Jansson och Nilsson (2012)), samt motsvarande översvämningsdagar för mätperioderna i Färnebofjärden respektive Fullsta.

	Vegetationsgrupp	Medel antal dagar översvämmade per år Vindelälven	Antal dagar översvämmat under mätperiod Färnebofjärden	Antal dagar översvämmat under mätperiod Fullsta
1.	Terrester vegetation	≤ 4	≤12	≤11
2.	Strandskog	4,1–16	12,1–47	11,1–44
3.	Vide	16,1–46	47,1–134	44,1–127
4.	Graminoider (gräs)	46,1–101	134,1–295	127,1–279
5.	Amfibisk vegetation	>101	>295	>279

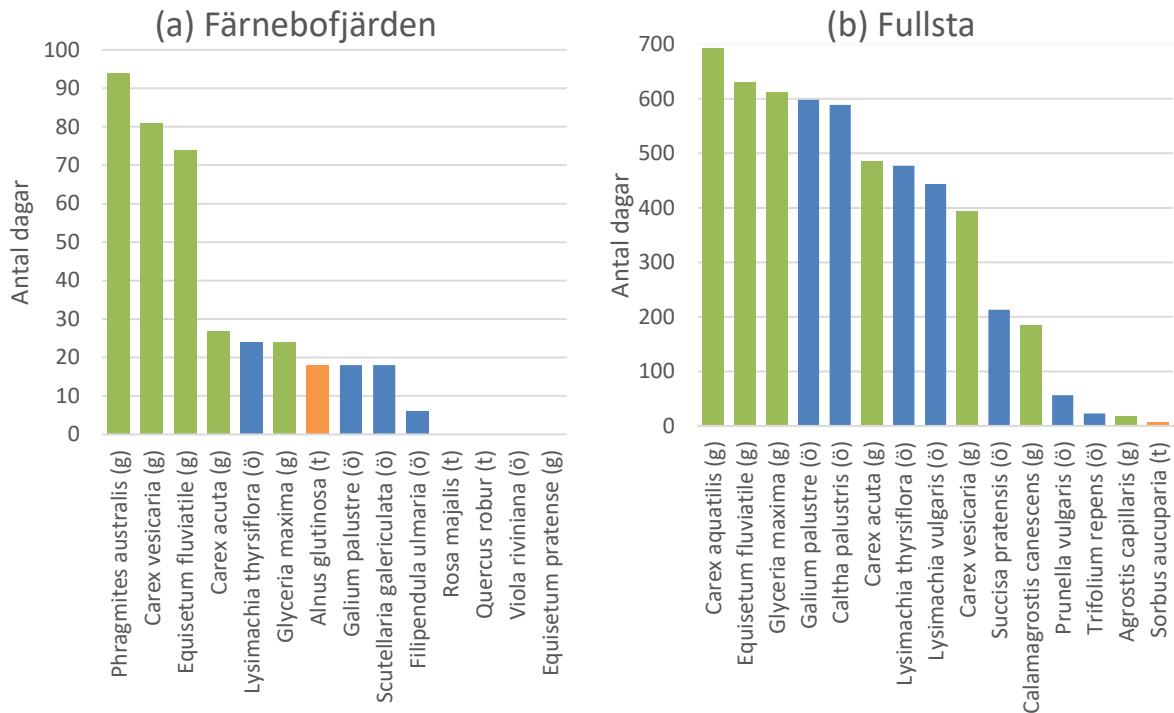
Utbredningen av vegetationsgruppernas strandzoner, enligt tabell 1, presenteras i figur 6 som även visar var provytas placering, i höjd över havet, samt artantal per provyta. Vegetationsgruppen med amfibisk vegetation har den största utbredningen i Fullsta medan strandskog och terrester vegetation dominerar kraftigt i Färnebofjärden (Fig. 6).



Figur 6. Utbredningen av hydrologiskt definierade vegetationszoner enligt Ström, Jansson och Nilsson (2012) i a) Färnebofjärden och b) Fullsta. Varje blå punkt motsvara en provyta, och de röda staplarna motsvarar artrikedomen på den provytan.

Figur 7 visar ett antal utvalda arter och de antal dagar deras växtplats har varit under vatten. Antal dagar under vatten är baserat på vattenstånd och artens växtplats är baserat på de inventerade arternas medelhöjd på växtplats.

Ett antal arter valdes ut per lokal, 14 i Färnebofjärden och 15 i Fullsta. Dessa arters översvämningsdagar beräknades där översvämningsdagar varierade mellan 0 och 94 dagar i Färnebofjärden och mellan 6 och 692 dagar i Fullsta (Fig. 7).



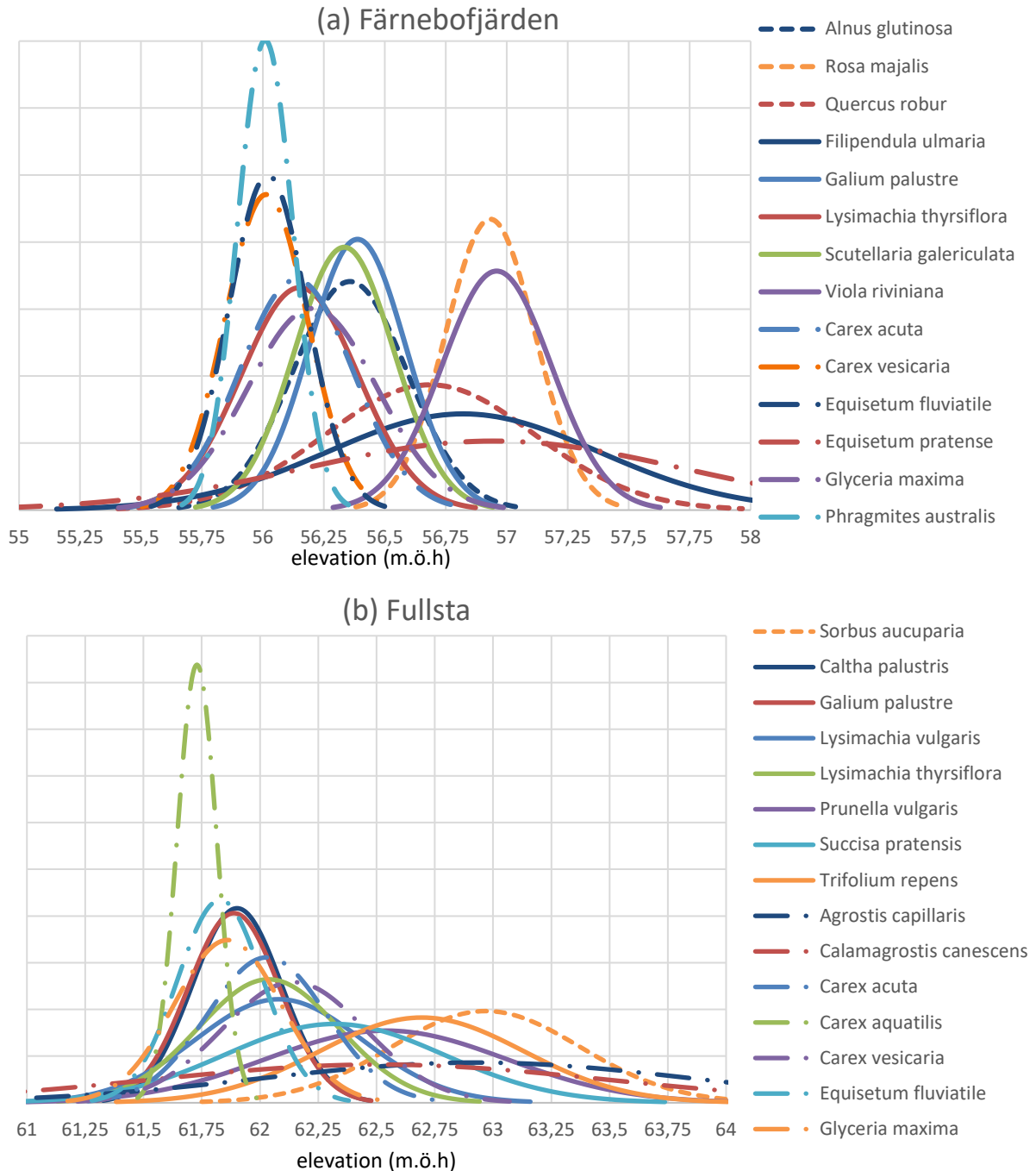
Figur 7. Ackumulerat antal dagar då 14 respektive 15 utvalda arters växthöjd befinner sig under vattenytan för lokalerna (a) Färnebofjärden och (b) Fullsta. Vaxthöjden är uträknad efter de inventerade exemplarens medelhöjd över havet. Perioden för Färnebofjärden är: 040518–210421. För Fullsta är perioden 040708–210421. Stapelns färg motsvarar typ av växt där grön=gräs, blå=ört och orange=träd.

Utbredningen av olika arter varierar där växthöjden varierar mellan 55,15 m.ö.h och 59,27 m.ö.h i Färnebofjärden (Tabell 2). I Fullsta varierade medelvaxthöjden mellan 59,59 m.ö.h och 65,71 m.ö.h (Tabell 2). Antal dagar då de olika arterna har beräknats vara påverkade av översvämmning varierar mellan 0–1011 dagar i Färnebofjärden och 0–969 dagar i Fullsta (Tabell 2).

Tabell 2. Arters utbredning av växtplats, med lägsta, mellersta och högsta sannolika höjd på växtplats samt motsvarande antal översvämningsdagar under perioden med mätdata (1066 dagar för Färnebofjärden samt 1007 dagar för Fullsta). Baserat på beräknad växtplats och vattenstånd från Färnebofjärden och Fullsta.

FÄRNEBOFJÄRDEN							FULLSTA						
Art	Elevation (m.ö.h)			Antal översvämningsdagar			Art	Elevation (m.ö.h)			Antal översvämningsdagar		
	Min	Medel	Max	Max	Medel	Min		Min	Medel	Max	Max	Medel	Min
Alnus glutinosa	55,66	56,36	57,06	483	18	0	Sorbus aucuparia	61,75	62,97	64,19	682	10	0
Rosa majalis	56,38	56,92	57,48	18	0	0	Caltha palustris	61,33	61,90	62,48	893	589	79
Quercus robur	55,41	56,69	57,97	734	6	0	Galium palustre	61,30	61,89	62,48	905	598	79
Filipendula ulmaria	55,15	56,82	58,49	853	0	0	Lysimachia vulgaris	61,00	62,08	63,16	969	444	0
Galium Palustre	55,80	56,39	56,98	302	18	0	Lysimachia thyrsoflora	61,13	62,04	62,94	966	472	10
Lysimachia thyrsoflora	55,43	56,15	56,87	715	27	0	Prunella vulgaris	60,99	62,54	64,09	969	56	0
Scutellaria galericulata	55,72	56,33	56,94	403	18	0	Succisa pratensis	60,90	62,32	63,74	969	213	0
Viola riviniana	56,29	56,96	57,63	22	0	0	Trifolium repens	61,38	62,69	64,01	965	23	0
Carex acuta	55,44	56,14	56,83	713	27	0	Agrostis capillaris	60,15	62,93	65,71	969	10	0
Carex vesicaria	55,51	56,01	56,52	641	86	17	Calamagrostis canescens	59,59	62,51	65,44	969	63	0
Equisetum fluviatile	55,54	56,02	56,50	602	74	17	Carex acuta	61,26	62,03	62,80	931	486	17
Equisetum pratense	54,62	56,94	59,27	1011	0	0	Carex aquatilis	61,47	61,73	61,98	803	691	531
Glyceria maxima	55,41	56,20	57,00	734	24	0	Carex vesicaria	61,22	62,14	63,07	945	398	1
Phragmites australis	55,67	56,01	56,35	471	86	18	Equisetum fluviatile	61,28	61,83	62,38	917	630	138
							Glyceria maxima	61,17	61,86	62,55	961	612	52

Växternas utbredningsområde, i höjd över havet, presenteras med normalfördelningskurvor där toppen av kurvan visar den höjd där arten mest troligt växer, baserat på de inventerade observationernas medelvärde och standardavvikelse (Fig. 8).



Figur 8. Normalfördelningskurvor som visar 14 och 15 utvalda arters mest troliga växtplats, mätt i höjd över havet vid lokalerna a) Färnebofjärden respektive b) Fullsta. "–" = träd, "—" = örter & "–•" = gräs.

4 Diskussion

Sambandet mellan flöde och vattenstånd var visserligen signifikant, men förklaringsgraden var låg i sammanhanget. Ofta ser man förklaringsgrader på över 90% när man modellerar samband mellan flöde och vattenstånd i oreglerade älvar. Sannolikt beror detta på den reglerade vattenföringen med dammar både uppströms och nedströms lokalerna. Man ser att särskilt under låga flöden så kan vattenståndet variera kraftigt, vilket är något man kan se i reglerade älvar med dammar i kaskad och påverkan från korttidsreglering där sambanden

mellan flöde och vattenstånd kan bli ”frikopplade”¹. Den frekventa variationen av flöde i Dalälven visar på att de undersökta lokalerna är påverkade av korttidsreglering (Fig. 2). Detta gör det svårt att utifrån historiska flödesdata modellera vilken översvämningsdynamik ytorna varit utsatta för, både i nutid och historiskt innan reglering. Man ser dock att det finns en ansamling av datapunkter kring ett linjärt samband även vid låga flöden. Möjligtvis kan därför det linjära sambandet användas för att modellera översvämningsdynamik innan reglering, då ”bruset” i form av höga vattenstånd vid låga flöden inte bör ha funnits.

Provytorna placerades utifrån vad man i fält bedömde som spannet mellan övre och nedre strandlinjen och bör alltså vara placerade inom intervallet för översvämningsdagar (Fig. 3). Detta stämmer dock inte då vattenståndsintervallet för Färnebofjärden är 54,60–56,76 m.ö.h och de utplacerade provytorna ligger inom intervallet 55,76–57,71 m.ö.h. För Fullsta är dessa intervall 61,10–63,10 m.ö.h respektive 61,60–63,83 m.ö.h. En trolig anledning till detta är att man inte fångat hela översvämningsdynamiken under den korta period av mätdata som fanns att tillgå i och med att det inte fungerade att modellera tidigare översvämningsdynamik. En annan anledning är att det kan vara svårt att avgöra exakt var övre strandlinjen faktiskt går. Intervallen för Färnebofjärden stämmer mindre bra överens än intervallen i Fullsta. Detta kan bero på placeringen av peglarna vilka mäter vattenståndet som har använts för uträkningar på provytorna. I Färnebofjärden är pegeln placerad syd om Mattön, medan inventeringslokalen är placerad väst om ön (Fig. 1). Dessa olika positioner kan medföra olika vattenstånd. I Fullsta är intervallen mer överensstämmande och det kan vara på grund av att pegeln, som är placerad i Näs, en liten bit uppströms från inventeringslokalen, ligger på en mer liknande placering i vattendraget än pegeln för Färnebofjärden (Fig. 1).

Sambandet mellan vegetationens täckningsgrad och provytans placering, i höjd över havet, är endast signifikant i Fullsta (Fig. 5a-b). Spridningen av graden vegetationstäckning är stor mellan provytorna men i Fullsta går det att bevisa ett samband. Det betyder att höjden över havet har betydelse för vegetationens täckningsgrad där täckningsgraden minskar mer ökad höjd. Förklaringsgraden är dock mycket låg, vilket betyder sambandet i Fullsta inte går att förklara med endast höjden. När det i stället är sambandet mellan vegetationens täckningsgrad och antalet översvämningsdagar som analyseras så är sambandet signifikant i både Färnebofjärden och i Fullsta (Fig. 5c-d). Täckningsgraden ökar med ökande antal översvämningsdagar. Även här är dock förklaringsgraden väldigt låg. Nedre delarna av stranden består till stor del av graminoider, vilket är örtartade växter med gräsliknande karaktär (Fig. 8). De bidrar med mycket biomassa, där det mesta ofta är blad, och kan på så vis leda till hög täckningsgrad. Graminoider har mycket täta rötter och klarar av att stå kvar när vatten fyller jorden. De kan relativt lätt återhämta sig från skador.

Enligt hypotesen om ”intermediate disturbance” (IDH) återfinns den högsta artrikedomen där störningen inte är som högst eller lägst utan i ett mellanläge (Connell 1978). Det är för att vid en intermediär nivå av störning, kan inte en art ta över på grund av konkurrens då störningen minskar effekten av den dominerande arten som inte kan öka på individnivå till samma hastighet (Huston 1979). I fallet med strandvegetation så förväntas det alltså att vegetationen ska gynnas av en regelbunden störningsregim av vattnets dynamik. Studier har också visat att artrikedomen i strandvegetationen i oreglerade vattendrag är som högst vid intermediär nivå av översvämningsfrekvens (Pollock, Nailma & Hanley 1998).

Det finns ett signifikant samband i Färnebofjärden mellan provytans placering i nivå på stranden och artrikedomen på ytan, där de ytorna högst upp hade högst artrikedomen (Fig. 5e). Detta motsvarades också ett signifikant samband som visade att ytorna med minst antal översvämmade dagar hade minst antal arter (Fig. 5g). I Fullsta (Fig. 5f och 5h) fanns dock inte detta samband vare sig för nivå på stranden eller antal översvämningsdagar. Att det är de övre delarna av stranden som uppvisar högst artrikedomen kan bero på den onaturliga

¹ Malm-Renöfält, Birgitta; Första forskningsassistent vid Umeå universitet. 2021. E-mail 28 maj.

störningen av snabba variationer av vattenståndet i jämförelse med ett oreglerat vattendrag (Fig. 2). Vid höga nivåer av störning, hinner inte arter återkolonisera området mellan störningsevenen (Huston 1979). I oreglerade vattendrag sker förändringen av vattenståndet mycket långsammare och är på så sätt inte en lika stor störning för vegetationen. De låga förklaringsgraderna, även fast sambanden kan vara signifikanta, beror på att variabeln inte endast är beroende av översvämningsdagarna eller höjden över havet. Dessa system är mer avancerade och det är flera variabler som förklarar varför en art växer på en viss plats. Även fast antalet översvämningsdagar eller höjd över havet har en betydelse så finns andra betydande variabler så som landskapets eller markens struktur (Lite, Bagstad & Stromberg 2005). Ett bättre mått på störning som kunde fånga in variationen av vattenstånd under kort tid så hade ett frekvensmått på översvämningsarna sannolikt varit bättre för att undersöka samband med artrikedom och täckningsgrad närmare.

Dalälvens strandvegetation påverkas av en störningsregim av vattenståndets höjning och minskning och det kan förväntas att det ska bildas zoner i vegetationer med växter som tål olika mängder av störning, där arterna närmare vattnet tål mycket störning från många översvämningsdagar medan de högre positionerade arterna trivs med lägre störning från vatten. Antalet översvämningsdagar visar på ungefär lika många dagar för de båda lokalerna, totalt, även fast perioderna för detta data inte helt överensstämmer mellan lokalerna (Färnebofjärden ca 2 månader längre mätserie). Formen på kurvorna för flödets varaktighet varierade något, med en brantare kurva i Färnebofjärden jämfört med Fullsta (Fig. 3). Detta avspeglades delvis i utbredningen av de hydrologiska vegetationszonerna i de inventerade transekterna (Ström, Jansson & Nilsson 2012). I Färnebofjärden utgjordes dessa främst av terrester vegetation och strandskog. Omfattningen av det som hydrologiskt definieras som videzonen är i höjddled endast 5 cm och graminoidzonens omfattning i höjddled är 14 cm. Detta är betydligt mindre utbredning i höjddled för dessa zoner i ett oreglerat system (Ström, Jansson och Nilsson 2012). I Fullsta är utbredningen av zonerna något mer jämn i höjddled; för videzonen 14 cm och graminoidzonen 15 cm. Även detta är dock lite i jämförelse med ett oreglerat system. Att strandzonen blir smalare i reglerade vattendrag är ett välkänt fenomen (Jansson et al. 2000). Även zonereringen blir ofta otydligare eftersom den jämna strukturerande översvämnningen och efterföljande tillbakagången i vattenstånd i en oreglerad älv ersätts av ett onaturligt och fluktuerande vattenstånd, ofta med utebliven eller endast kortvarig högflödestopp.

14 och 15 arter valdes ur för att representera de arter som observerades i Färnebofjärden respektive Fullsta. Tre av arterna i Färnebofjärden, *Phragmites australis*, *Carex vesicaria* och *Equisetum fluviatile*, har sin växtplats under strandlinjer mer än tre gånger så många dagar som resterande arter (Fig. 7). Enligt den normalfördelade utbredningen, ligger dessa tre arters sannolika utbredning mellan, vad som utifrån översvämningsdagar, skulle definieras som den amfibiska zonen och strandskog (Tabell 1 och Tabell 2). Högsta sannolikheten för deras utbredning återfinns inom vad som utifrån översvämningsdagar skulle definieras som videzonen (Tabell 1, Tabell 2). Gräs är en sådan grupp av växter som klarar av mer störning än andra och det kan vara förklaringen till att det är tre gräsarter som växer där störningen från vattnet är som störst. Även *Alnus glutinosa*, en trädartad växt, förekommer med högst sannolikhet inom videzonen (Tabell 1 och Tabell 2). Träd kan ha svårt att etablera sig om systemet har för mycket störning men just *A. glutinosa* är en sådan art som kan trivas på stranden (Artdatabanken u.å.). Resterande trädarter växer med absolut störst sannolikhet i zonen med vad som utifrån översvämningsdagar skulle definieras som terrester vegetationszon (Tabell 1 och Tabell 2). I Fullsta är det också gräs som växer längst ner av de observerade arterna, men även ett par örter (Fig. 7 och Fig. 8). Det är dock inte lika tydligt grupperade så som i Färnebofjärden. Av de fem lägst växande arterna, växer alla fem med störst sannolikhet inom den amfibiska zonen (Tabell 1 och Tabell 2). Maxutbredningen, däremot, skiljer sig mellan arterna där *Carex aquatilis* har hela sin sannolikhetskurva inom den amfibiska zonen, *E. fluviatile* når upp till den graminoidiska zonen och *Glyceria maxima*, *Caltha palustris* och *Galium palustre* har sin utbredning upp till videzonen. Den

enda trädarten, *Sorbus aucuparia*, växer med störst sannolikhet i den terrester växtzonen men kan ha en utbredning över alla zonerna.

Utbredningen av de olika arterna varierar där vissa arter så som *P. australis*, i Färnebofjärden och *Carex aquatilis* i Fullsta har en mycket smalare utbredning än andra arter så som *Equisetum pratense* i Färnebofjärden och *Calamagrostis canescens* i Fullsta (Tabell 2 och Fig. 8).

Inga mycket tydliga zoneringsgar går att observera och detta kan vara en effekt av att vattendraget är reglerat och att zonerna längs stranden på så sätt är påverkade (Fig. 8). De flesta arterna har en sannolik utbredning inom flera av de olika växtzonerna och det är svårt att dra några slutsatser om hur växttyperna är fördelade, delvis på grund av begränsande data. Det som går att observera är att gräsen tenderar att växa på de lägre elevationerna, dock är utbredningen mycket stor. En anledning till att utbredningen är så stor kan ha att göra med att vattendraget är utbyggt. Så som har nämnts tidigare, minskar strandzonerna av att vattendraget regleras och just detta kan vara ett resultat av detta. Översvämningssdagarna används i en total sammanräknad summa under hela mätperioden av vattenstånd, dessa mätperioder skiljer sig dessutom mellan lokalerna. Det som inte är möjligt med dessa uträkningar är att veta om översvämningar är sammanhållande eller om det är flera korta översvämningar, vilket vattenföringen i Dalälven indikerar (Fig. 2a). Dessa korta översvämningsevent kan bidra till att zoneringsgar av stranden blir otydliga.

4.1 Slutsats

I ett oreglerat vattendrag med större, men kortsiktigt mer jämna, variationer i flöde under året, förändras strandlinjen mer kraftigt med en högre högsta vattenlinje än i ett reglerat vattendrag (Fig. 2). Strandzonen är då bredare och växterna har sina nischade områden med översvämningssgrader de klarar av. När vattendraget är reglerat och strandzonen har minskat, påverkas dessa växtzoner för de olika arterna, där zoner blir mindre, förflyttas och överlappas. Vattennivån varierar också mer kraftigt under kort tid. På grund av de hastiga förändringarna i vattenstånd, är störningsregimen från vattnet mycket hög, vilket leder till att artrikedomen är låg längre ner på stranden. De generellt mest artrika zonerna, graminoidzonen och videzonen, är två av de smalaste zonerna vid de två lokalerna längs med de två lokalerna vid Dalälven.

5 Referenser

- Andersson, E.; Nilsson, C. & Johansson, M. E. 2000. Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated Rivers: Research & Management* 16(1): 83–89.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199(4335): 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. 2001. Species-Area Relationships. Levin, S. A. (red.) *Encyclopedia of Biodiversity*. Intergrative Biology Faculty and Staff Publications, 397–411.
- Eklund, A. 2010. *Sveriges vattendrag* . <https://www.smhi.se/publikationer/sveriges-vattendrag-1.10715> (Hämtad 2021-05-07)
- Forsman, A. & Helmersson, D. (n.d.). Vattenreglering. In *Nationalencyklopedin*. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lang/vattenreglering> (Hämtad 2021-05-07)
- Gregory, S. V.; Swanson, F. J.; McKee, W. A. & Cummins, K. W. 1991. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience* 41(8): 540–551. <https://doi.org/10.2307/1311607>
- Havs- och Vattenmyndigheten, Energimyndigheten & Svenska Kraftnät. 2019. *Förslag till nationell plan för omprövning av Vattenkraft*. <https://www.havochvatten.se/download/18.61dc5dd916d7dc382892a7b4/1574778588259/ru-forslag-till-nationell-plan-for-omprovning-av-vattenkraft.pdf> (Hämtad 2021-05-07)
- Hayes, D. S.; Brändle, J. M.; Seliger, C.; Zeiringer, B.; Ferreira, T. & Schmutz, S. 2018. Advancing towards functional environmental flows for temperate floodplain rivers. *Science of the Total Environment* 633(1): 1089–1104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.221>
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113(1): 81–101.
- Jansson, R.; Nilsson, C.; Dynesius, M. & Andersson, E. 2000. Effects of River Regulation on River-margin Vegetation: a Comparison of Eight Boreal Rivers. *Ecological Applications* 10(1): 203–224.
- Kozłowski, T. 2002. Physiological-Ecological Impacts of Flooding on Riparian Forest Ecosystems. *Wetlands* 22(3): 550–561.
- Krok, T. O. B. N. & Almquist, S. 1994. *Svensk flora. Fanerogamer och ormbunsväxter*. 27. uppl. Liber utbildning.
- Länsstyrelsen Dalarnas län. 2018. *Bevarandeplan för Natura 2000-område – Bysjöholmarna* (511-11533-2016)
- Länsstyrelsen Gävleborg. 2017. *Bevarandeplan för Natura 2000-områdena – Färnebofjärden* (2217-2017)
- Lite, S. J.; Bagstad, K. J. & Stromberg, J. C. 2005. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments* 63(4): 785–813.

<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.03.026>

Miljöbalken (1998:808)

Naiman, R. J.; Bilby, R. E. & Bisson, P. A. 2000. Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. *BioScience* 50(11): 996–1011.

Naiman, R. J.; Décamps, H. & Pollock, M. 1993. THE ROLE OF RIPARIAN CORRIDORS IN MAINTAINING. *Ecological Applications* 3(2): 209–212.

Naiman, R. J.; Fetherston, K. L.; McKay, S. J. & Chen, J. 1998. Riparian Forests. R. J. Naiman & R. E. Bilby (red.). *Ecology and Management of Streams and Rivers in the Pacific Northwest Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag, 289–323.

Naturvårdsverket. 2012. *Naturtypsvägledning - Svåmlövskog*.

<https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/natura-2000/naturtyper/skog/vl-91EO-svamlovsog-apr-12.pdf> (Hämtad 2021-05-07)

Nilsson, C. & Keddy, P. 2011. Predictability of Change in Shoreline Vegetation in a Hydroelectric Reservoir, Northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45(11): 1896–1904.

Padial, A. A. & Thomaz, S. M. 2006. Effects of Flooding Regime Upon the Decomposition of *Eichhornia Azurela* (Sw.) Kunth Measured on a Tropical, flow-regulated Floodplain (Paraná River, Brazil). *River Research and Applications* 22(1): 791–801.

<https://doi.org/10.1002/rra.936>

Poff, N. L.; Allan, J. D.; Bain, M. B.; Karr, J. R.; Prestegard, K. L.; Richter, B. D.; Sparks, R. E. & Stromberg, J. C. 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience* 47(11): 769–784.

<https://doi.org/10.2307/1313099>

Pollock, M. M.; Naiman, R. J. & Hanley, T. A. 1998. PLANT SPECIES RICHNESS IN RIPARIAN WETLANDS - A TEST OF BIODIVERSITY THEORY. *Ecology* 79(1): 94–105. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[0094:PSRIRW\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[0094:PSRIRW]2.0.CO;2)

Regeringsbeslut M2019/01769/Nm m.fl. *Nationell plan för moderna miljövillkor*.

<https://www.havochvatten.se/download/18.1bd43926172bdc4d64881cco/1593414466212/regeringsbeslut-nationell-plan-moderna-miljovillkor.pdf> (Hämtad 2021-05-07)

Renöfält, B. M. & Ahonen, J. 2013. *Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering*.

<https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f73112/1383209282509/rappport-hav-2013-12-ekologiska-floden.pdf> (2021-05-07)

Renöfält, B. M.; Jansson, Roland & Nilsson, Christer. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55(1): 49–67. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02241.x>

SLU Artdatabanken. (u.å). *Klibbal - *Alnus Glutinosa**.

<https://artfakta.se/naturvard/taxon/alnus-glutinosa-219758> (Hämtad 2021-05-29)

Statistiska centralbyrån (SCB). 2020. *Tillförsel och användning av el 2001–2019 (GWh)*.

<https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/energi/tillforsel-och-anvandning-av-energi/arlige-energistatistik-el-gas-och-fjarrvarme/pong/tabell-och-diagram/tillforsel-och-anvandning-av-el-gwh/> (Hämtad 2021-05-03)

Ström, L.; Jansson, R. & Nilsson, C. 2012. Projected changes in plant species richness and extent of riparian vegetation belts as a result of climate-driven hydrological change along the Vindel River in Sweden. *Freshwater Biology* 57(1): 49–60.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02694.x>

Bilagor

Bilaga 1. Tabell över utvalda fokusarter från inventeringen vid Färnebofjärden och Fullsta där ö=ört, g=gräs och t=träd.

FÄRNEBOFJÄRDEN

Art	Typ	Antal fyndplatser
<i>Alnus glutinosa</i>	t	9
<i>Carex acuta</i>	g	27
<i>Carex vesicaria</i>	g	7
<i>Equisetum fluviatile</i>	g	11
<i>Equisetum pratense</i>	g	19
<i>Filipendula ulmaria</i>	ö	9
<i>Galium palustre</i>	ö	5
<i>Glyceria maxima</i>	g	23
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	ö	21
<i>Phragmites australis</i>	g	16
<i>Quercus robur</i>	t	6
<i>Rosa majalis</i>	t	5
<i>Scutellaria galericulata</i>	ö	15
<i>Viola riviniana</i>	ö	6

FULLSTA

Art	Typ	Antal fyndplatser
<i>Agrostis capillaris</i>	ö	31
<i>Calamagrostis canescens</i>	g	29
<i>Caltha palustris</i>	ö	7
<i>Carex acuta</i>	g	37
<i>Carex aquatilis</i>	g	5
<i>Carex vesicaria</i>	g	10
<i>Equisetum fluviatile</i>	g	8
<i>Galium palustre</i>	ö	12
<i>Glyceria maxima</i>	g	12
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	ö	12
<i>Lysimachia vulgaris</i>	ö	9
<i>Prunella vulgaris</i>	ö	7
<i>Sorbus aucuparia</i>	t	6
<i>Succisa pratensis</i>	ö	10
<i>Trifolium repens</i>	ö	8



UMEÅ UNIVERSITET

Go with the flow – can environmental flows save us?

A study of the flow patterns in Bredforsen and possibilities for the future

Hilda Brynjarsdotter

Abstract

Freshwater systems have, during human history, endured large-scale impacts. According to the water framework directive, measures must be developed to create a better environment for species in, and connected to, freshwater systems. Hydropower plants has caused loss of natural disturbance (e.g., floodings). Using already collected data from vegetation inventory in the riparian zone, probable distribution curves were created to find flooding requirements of different plant species, and linear regression analyses were run to see if hours of flooding and elevation above sea level had an effect on species richness and vegetation cover in the riparian zone. A model of Bredforsen 3 was conducted by using modelled values obtained from Vattenfall AB, with the aim to answer the following questions: How is riparian vegetation in mixed alluvial forests in reaches affected by static minimum flow levels structured according to flow dynamics? What would the zonation of riparian vegetation look like in an unregulated situation? How can minimum flow in Bredforsen be designed to better match the flooding regime similar to a natural riparian vegetation? Species richness showed to be dependent on elevation. Furthermore, significant results for species richness and vegetation cover both showed to be dependent on hours of flooding in the riparian zone for two of the three inventoried areas. In the alluvial forest, *Picea abies*, was not affected by hours of flooding. This might be caused by a low number of replicates available in Bredforsen of *P. abies*. In contrast, *Quercus robur* did show a significance towards hours of flooding and a vague negative trend for trees with high inundation distributed on lower elevations, though, it seems more parameters are affecting its distribution. The probable species distribution curves revealed the riparian zone in Bredforsen lack the clear vegetative zones visible along unregulated rivers. However, the model created for Bredforsen 3, following the assumptions of Ström et al. (2012) showed that today two vegetative zones, are apparent in Bredforsen 3 (amphibian zone and upland vegetation). With the modelled flow, a third zone (riparian forest) could appear. Because Bredforsen is a Natura 2000 reserve, the minimum flow needs alteration to mimic a relatively natural flow, which could lead to all vegetative zones to develop (amphibian zone, graminoids, willow shrubs, riparian forest, and upland vegetation). This could be achieved by using the spill water from Söderfors and time the release of spill to natural flow events. The model made from Bredforsen 3 indicates that this could cause positive changes in the riparian zone where a more natural distribution of vegetative zones is in place, meaning that species distribution returns to previous distribution patterns and would help disturbance dependent species.

Keywords: Riparian zone, Riparian vegetation, Riparian vegetation zones, Regulated rivers, Floodings, hydropower.

Table of Contents

1 Introduction	1
1.1 Background	1
1.2 Effects of river regulation	1
1.2.1 Flow modifications	1
1.2.2 changed inundation patterns	2
1.2.3 Consequences of altering water flow	2
1.3 Relicensing hydropower plants	3
1.4 Purpose and aim	3
2 Method	4
2.1 Area description Bredforsen	6
2.2 Inventory	6
2.3 Statistics and data handling	6
3 Results	7
4 Discussion	17
4.1 General results	17
4.2 What to expect in the future?	19
4.3 How do we implement environmental flows?	19
4.4 Future studies	20
4.5 Conclusion	20
5 Acknowledgements	20
6 References	21

1 Introduction

1.1 Background

For thousands of years, humans have impacted freshwater ecosystems by affecting ecological processes as well as hydrological processes. An example is that hunter-gatherer communities, in their attempt to facilitate hunting, used fire to stir animals. Fire was also used to create more habitats used by their prey (grazing animals) by burning forest and creating grasslands. This resulted in less forest, also along running waters, i.e., in the riparian zone. Along with a decrease in vegetation on floodplains (Arthington 2012).

Riparian zones describe the land area between terrestrial communities and aquatic communities. Geographically, it is the area starting from the edge of the river and stretching all the way over the floodplain. Riparian zones are well known for the ecosystem services occurring in the areas, providing clean water (Garssen et al. 2017) through filtering of both water and nutrients (González et al. 2017) being one example. Furthermore, the riparian zone is known for having an elevated biodiversity, especially in flora, due to the many habitats created, since it is more of a gradient in habitat characteristics rather than a homogenous area (Garssen et al. 2017). Riparian zones alongside natural river systems are not only complex and highly diverse, but also a system in constant change (Naiman et al. 1993). The extent of the riparian zone increases with the width of the channel, meaning that larger streams have periods of seasonal flooding, sideways movement of the channel, soils that are holding vast amounts of water as well as highly diverse vegetation. Further, the occurrence of oxbow lakes and geomorphologically complicated floodplain systems in unregulated larger systems can be expected (Naiman et al. 1993). An important factor in a river is the connectivity, and it consists of either constant or occasional linkages from the mainstream and the floodplain water bodies. The connectivity is built on the factors of sediment transport, the variance in flow, and topography of the river and its close surroundings (Larsen et al. 2019).

Since both hydrology and soil characteristics vary along the gradient from the river edge to the upland forest, different species can occupy different niches. However, natural variation in water level as well as timing in seed dispersal also plays a big role (Garssen et al. 2017). The different niches along the gradient created by elevation, allow for a division between how sturdy different plants are to inundation. This also makes major changes in the natural variation in water levels particularly difficult for the plant communities in the riparian zone (Ström et al. 2012).

The water flow of a river can be described by using five ecologically relevant aspects, i.e., frequency, magnitude of discharge, timing, rate of change, and the duration of flow events. All five factors can be affected and changed by hydropower production, and often eventuate in negative effects on freshwater and riparian ecosystems (Renöfält et al. 2010). This is because these aspects determine the flow regime and thus the species richness, community composition, and function of the freshwater vegetation in the riparian zone (Arthington 2012). Both aquatic and riparian plants have a strong connection to the flooding regime and its variations in an unregulated river (Arthington 2012), and it is not uncommon for plants to have a patchy distribution along riversides due to variation in factors, such as disturbance intensity, water velocity, light input, and water quality, to mention a few (Arthington 2012).

1.2 Effects of river regulation

1.2.1 Flow modifications

It is well known that structures used to obtain hydropower (i.e., hydropower plants) modify riverine systems and cause problems in both aquatic and riparian ecosystems. These structures cause, for example, changes in water flow, alter temperatures in the water, and

cause siltation. The habitats that have been most affected by structures to produce hydropower include rapids and waterfalls (Englund & Malmqvist 1996), but also riparian areas and floodplain forests (Jansson et al. 2000). An estimation is that about 66% of the water reaching the ocean is affected by hydropower or dams (Jansson et al. 2000). Furthermore, the regulation of rivers leads to a flow pattern deviating from natural circumstances influencing geomorphological, biological, and hydrological variables. This causes changes in inundations and, thus, in the vegetation community along the river corridor. Seed dispersal can also be negatively affected due to dams acting as barriers preventing dispersal and causing fragmentation (Jansson et al. 2000).

1.2.2 changed inundation patterns

Variation in disturbance strength can, according to the intermediate disturbance hypothesis, have effects on biodiversity, as the hypothesis states that to reach higher diversity in an area intermediate disturbance is preferable (Weithoff et al. 2001). Disturbances can on one hand be devastating for some organisms but be a great opportunity for others who are able to establish afterwards (Nakamura et al. 2000). Anthropological disturbances affecting riparian zones can include different kinds of land use as well as different kinds of land cover. It can cause hydromorphological changes which in turn causes negative effects on connectivity in the riparian zone but also on the riparian zone structure itself (Fonseca et al. 2021). With hydropower, the waterflow remains relatively stable during long periods of time. This can cause a change in species composition to more strong competitors in the ecosystem, but this can be reversed by introducing larger flow variations similar to flow patterns of a non-regulated river, creating a disturbance in the river that removes the strong competitors in the channel and riparian area giving weak competitors a chance to establish (Renöfält et al. 2010). Establishment of hydropower plants often lead to an increase in water levels during a period and this, in turn, may cause extinction on a local scale in riparian flora due to a long inundation time (Jansson et al. 2000).

1.2.3 Consequences of altering water flow

Changes in timing of flow events can alter species life cycles as well as inhibit regular growth rate (Renöfält et al. 2010) and can interfere with the seed dispersal in vegetation along the channel. In an unregulated river the running water can work as a tool that help riparian vegetation spread their seeds with the spring flood events that brings seed/diaspores downstream where the vegetation can be deposited and establish during the lower flows in the summer months. The change in timing of such dispersal events can result in difficulties in dispersal, and a mistimed floodings could potentially wipe out plants that have been able to disperse and establish (Andersson et al. 2000). Changes in flooding duration can come in different forms (e.g., continuous low flows or, continuous high flows) that can enhance stress levels in organisms as well as change the flora in the riparian zone, through sweeping away plants with high flows and species being outcompeted with low flows, leaving only strong competitors (Renöfält et al. 2010). An altered frequency of water flow events can cause erosion which in turn causes stress, and finally disappearance of organisms. These consequences are paired with an increase in frequency of flow events, if the variation of flow events on the other hand is lowered, the sediment transport in a stream can be lost as well as species who are weak competitors since strong competitors can establish without disturbance events (Renöfält et al. 2010). The last of the five factors regarding the river flow is rate of change, which can cause severe consequences. With swift changes in water flow, species will have a no time to adjust or migrate. It can cause organisms to become stranded or stuck in small pools of water if the water flow is decreased or flushed out of the river with large enhancements of water flow (Renöfält et al. 2010).

1.3 Relicensing hydropower plants

Sweden has been receiving criticism regarding the handling of the Water Framework Directive (WFD) from the European parliament; hence, a new legislation regarding hydropower was implemented in 2019 (Havs- och Vattenmyndigheten 2019). Approximately 2000 hydropower plants in Sweden will be relicensed and need to implement measures to enhance the ecological well-being in rivers and streams in an effort to achieve the environmental goals in the WFD (Havs- och Vattenmyndigheten 2019). In the national plan, the environmental measures are allowed to reduce the hydropower production by around 1.5 tWh, or 2.3% of the production per year (a value calculated from 2014) (Havs- och Vattenmyndigheten 2019). Bredforsen, which is the focus of this thesis, is one of many areas (river stretch) that is regulated in Sweden. It is also an area that is part of the Natura 2000 network. Since the hydropower facility affecting Bredforsen was built before the decision to make it a Natura 2000 area, specific measures must be carried out to decide if the protected habitat is damaged by the water regulations and what can be done to prevent damage (Havs- och Vattenmyndigheten 2019). For the lower Dal River, in which Bredforsen is situated, the time frame for the implementation of the environmental measurements is to be in place 2024. In upper and central parts, upstream of Bredforsen, the time frame has been set to later years, up to 2036 (Havs- och Vattenmyndigheten 1998).

One possibility to mitigate the negative effects of hydropower is to implement environmental flows. Environmental flows are a management method that aims to reduce the harm of human use of freshwater ecosystems and can be defined as “flows that describe the quantity, timing, and quality of water flows required to sustain freshwater and estuarine ecosystems and the human livelihoods and wellbeing that depend on these ecosystems” (Brisbane declaration 2007). Other measures can be more structural and includes restoration of the river in different forms, redirecting peak flows to side channels and water retaining structures (Widén et al. 2021). Environmental flows have traditionally had a focus on fish habitats but have over time been developed to include multiple ecological purposes including maintaining a near natural riparian habitat (Glenn et al. 2017). The goal with implementing environmental flows can be to replace invasive species that occupy the area by re-establish native flora or promoting already established species considered valuable (Glenn et al. 2017). According to Glenn et al. (2017), environmental flows can often have a lower peak volume than a natural flooding event, meaning that the restoration process may not reach the full area of riparian vegetation. Another problem that can occur is that water quality may be low due to land use upstream the planned restoration range (Glenn et al. 2017). With that in mind, if measures involving environmental flows are conducted without considering the requirements of riparian vegetation it can result in negative effects in the riparian zone (Rivaes et al. 2017). Rivaes et al. (2017) also concluded that, by only focusing on flora or fauna in a river, the restoration measures using environmental flows would only last a couple of years. Since it is based on a habitat situation that changes after the restoration has taken place. By widening the view of environmental flows to the riparian vegetation as well, the natural flora can be maintained and assist in having a long-term positive effect of the restoration of a regulated river using environmental flows (Rivaes et al. 2017).

1.4 Purpose and aim

The purpose of this study is to use already available data and to model the loss of riparian habitat due to river regulation and estimate the effects of reintroduction of peak flows in alluvial forests and mixed riparian forests (defined as 91E0 and 91F0 respectively by EU Habitat Directive and Birds Directive) in the Dal River affected by hydropower, and to estimate the flooding requirements of different plant species in the riparian vegetation. The latter will be done by creating probability curves, showing where in the riparian zone it is most probable to find various species.

Questions to be answered are the following; How is riparian vegetation in mixed alluvial forests in river reaches affected by static minimum flow levels structured according to flow dynamics? What would the zonation of riparian vegetation look like under unregulated natural conditions? How can the minimum flow regimes in Bredforsen be designed to better match the need of the riparian vegetation?

2 Method

I will work with data collected in the Bredforsen area in the Dal River (Figure 1). This is a bypassed channel receiving only a relatively static minimum flow. The area contains several river channels and harbour both alluvial forests and mixed riparian forests. The project will be done in cooperation with Vattenfall AB R&D, who have continuously monitored water level fluctuations in the area. The method will consist of data handling of collected data to answer the questions asked in this thesis, and a literature search for exploring the subject, and to compare my results to results from similar studies.

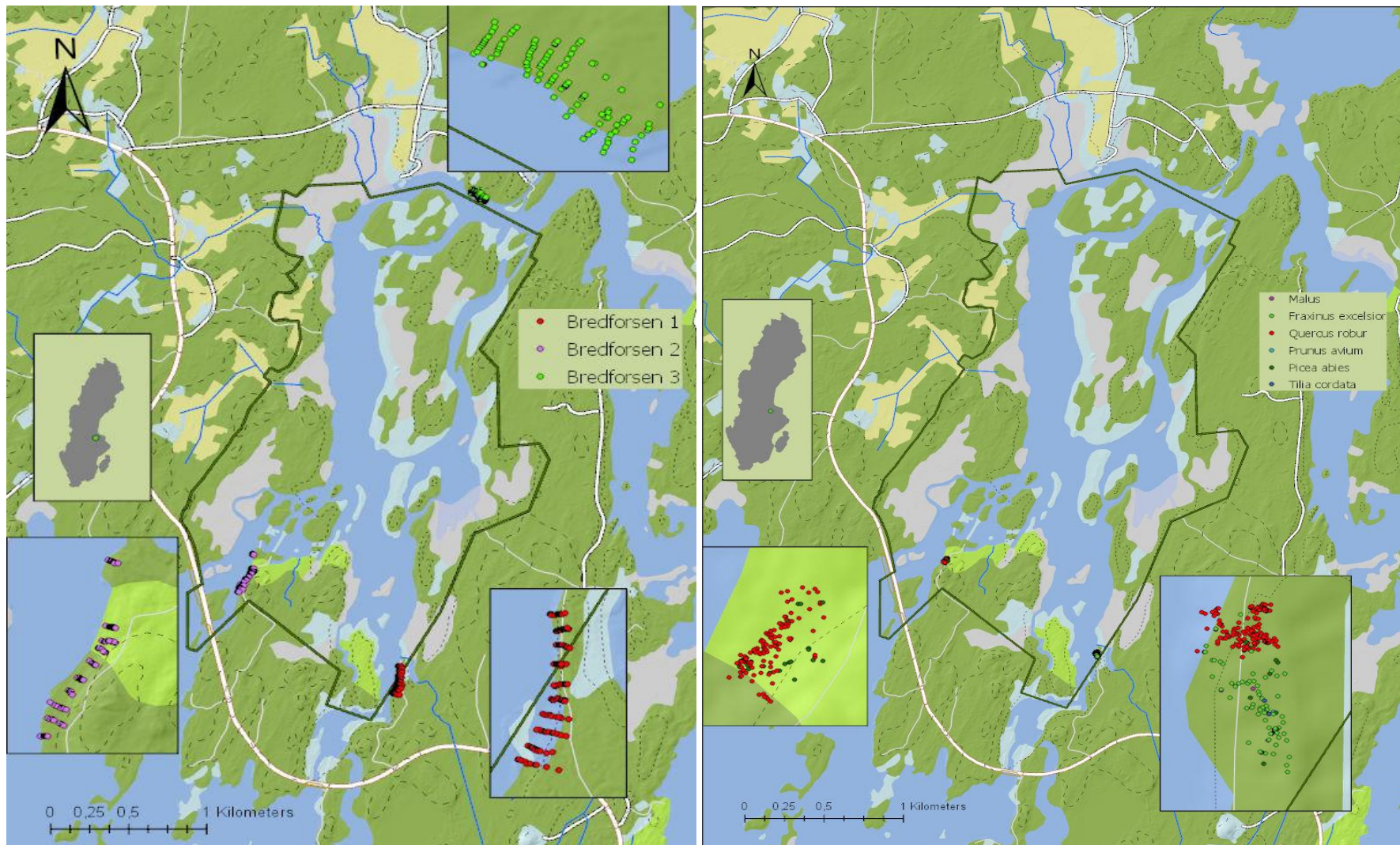


Figure 1. Map over the Bredforsen area with the sampling transects (left) and the measured tree species (right).

2.1 Area description Bredforsen

Bredforsen is in the central part of Sweden in the Dal River. It is a Natura 2000 reserve and contains many important and threatened habitats, e.g., alluvial forest with large elements of deciduous forest and meadows in the riverbed area. The alluvial deciduous forest is crucial for many threatened species and, since it is an almost natural forest, it has trees of different species and ages. This in turn creates a large asset of dead wood, both lateral and horizontal (The county administrative board Gävleborg 2017). Bredforsen is a regulated waterbody and has, for the most part, lost the natural flooding regime along with dams acting as barriers for migration for aquatic species (The county administrative board Dalarna 2018). This also influences the alluvial forest habitat, which might be disturbed and species depending on the habitat with continuous flooding might be threatened (The county administrative board Gävleborg 2017). A majority of deciduous alluvial forests in Sweden are located around the south of the Dal River and Bredforsen is one of the areas containing larger parts of the alluvial deciduous forest. Historically, Bredforsen was the main river channel in the Dal River and is characterized by a network of streams, some of them are today dry parts of the year. The flow variation in Bredforsen is today between 5 and 15 m³/s, with the higher flows occurring during the summer and lower flows during winter. Before regulation, the spring flood in Bredforsen combined with another large river channel (Lillfyllningen, part of the Bredforsen area) reached levels of 500 m³/s (The county administrative board Dalarna 2018). The county administrative board Dalarna (2018) describes that the alluvial deciduous forest has suffered negative impacts due to the lack of flooding as well as the extension development of the hydropower, and that in order to resolve the issue, the proposal is to remove the of dams in the area, along with an increased spring flood on three occasions during every 10-year period, with the spring flood lasting at least 25 days.

2.2 Inventory

The inventory of the vegetation transects took place in late summer 2021 (August 3 to August 9). The transects ran from the edge of the water to the top shoreline and consisted of plots that were 0.5 x 0.5 m in size (Figure 1). The placement of the plots occurred on every 0.2 m in height, rising from the lowest measured shoreline during summer water flow. The total number of transects for each location in Bredforsen was 10. However, the number of plots varied between the transects from 7 to 15. The transects occurred with around 25 m space in between them. Within each plot all vascular plant species encountered were noted by using Krok & Almquist (1994) for speciation, together with type of substrate as well as the vascular vegetation cover. To determine the height above sea level of the plots, a Network-RTK (Real Time Kinematic) was used together with a Trimble® R10 GNSS system which enable the accuracy of the measurements to reach ±2 cm.

2.3 Statistics and data handling

Data from three inventoried areas in Bredforsen was used (Figure 1). The time of which the three inventoried areas was flooded was sorted based on data from Vattenfall AB from divers® water level data logger in close relation to the vegetation inventoried transects. The data were collected during 2021-04-12 at 1pm until 10am at 2021-11-26 from the closest available logger from the inventoried areas. The loggers collected data on the water level every five minutes during the period. For this thesis, the water level for every full hour of every day during the period was used. The flooding data were compared to the elevation of the inventoried transects with vegetation data, to estimate if and for how long time the patches were flooded.

Linear regression was used to examine whether hours of flooding and elevation above sea level had an impact on vegetation cover and species richness for the vegetation transects for all three sites in Bredforsen (Bredforsen 1, Bredforsen 2 and Bredforsen 3). To examine

whether hours of flooding for the trees that were sampled had an effect on the elevation distribution of the trees (m.a.s.l.) I also used linear regression. A predictive model for Bredforsen 3 riparian zone distributions was conducted based on modelled water levels of Bredforsen 3 from Vattenfall AB to foresee the potential of the impact environmental flows could have in Bredforsen. This was based on the division method used in Ström et al. (2012), where riparian vegetation zones (amphibious zone, graminoid zone, willow shrub zone, riparian forest and upland vegetation) are divided based on how many days they are flooded per year. Only one model was conducted because Bredforsen 3 was the only logger where useable data could be extracted to be modelled.

Probability curves of the most likely species distribution on the different elevation levels were made for each of the three areas in Bredforsen (Bredforsen 1, Bredforsen 2, and Bredforsen 3). From the inventoried vegetation transects, the criteria for flora to be included in the species distribution were set to have a standard deviation < 1 as well as to occur at least five times. Bredforsen 1 had 37 species, Bredforsen 2 had 31 species, and Bredforsen 3 had 36 species for the species distribution curve. The standard deviation was decided to go from -2 up to 2, and each step was 0.1.

To be able to execute linear regressions, some datapoints which lacked a corresponding data point had to be removed.

3 Results

For Bredforsen 1, only 1 linear regression was significant, where species richness was dependent on elevation (Table 1) (negative, higher elevation gives a lower species richness). There was no significant effect of hours of flooding on species richness, neither between hours of flooding and vegetation cover or elevation and vegetation cover (Table 1). Bredforsen 2 had significant results for hours of flooding and species richness (positive, more hours of flooding giving a higher species richness), hours of flooding and vegetation cover (positive, higher elevation gives a higher percent elevation cover), as well as elevation and species richness (Table 1) (negative, higher elevations had less species richness) whilst there was no significant effect of elevation on vegetation cover (Table 1). Bredforsen 3 had significant results for the linear regressions for hours of flooding and species richness (Table 1) (positive, more hours of flooding give a higher species richness), hours of flooding and vegetation cover (Table 1) (positive, more hours of flooding give a higher percent vegetation cover), and elevation with species richness (Table 1) (negative, higher elevations has a lower species richness). A non-significant result was found for elevation and vegetation cover (Table 1). For trees areas 1 and 2 hours of flooding affected the elevational extent where *Q. robur* was growing (negative, higher elevations has less hours of flooding). However, hours of flooding were insignificant for *P. abies* elevation. In area 1 for the elevational extent for *Fraxinus excelsior* was also insignificant (Table 1). The linear regressions for all tree species as one was significant for both Trees area 1 and 2 (Table 1) (negative, higher elevations had less hours of flooding).

Table 1. The results for the different linear regression analysis for all three areas as well as the tree measurements. P<0.05=*, P<0.01=** and P<0.001=***. NS = not significant.

	X	Y	p-value	R²
Bredforsen 1	Hours of flooding	Species richness	NS	
	Hours of flooding	Vegetation cover (%)	NS	
	Elevation	Species richness	p<0.001***	0.1541

	Elevation	Vegetation cover	NS	
Bredforsen 2	Hours of flooding	Species richness	p<0.001***	0.1449
	Hours of flooding	Vegetation cover (%)	0.003**	0.1016
	Elevation	Species richness	p<0.001***	0.1398
	Elevation	Vegetation cover (%)	NS	
Bredforsen 3	Hours of flooding	Species richness	p<0.001***	0.1226
	Hours of flooding	Vegetation cover (%)	0.027*	0.0507
	Elevation	Species richness	0.008**	0.0714
	Elevation	Vegetation cover (%)	NS	
Trees area 1	Hours of flooding	Elevation (all trees)	0.012*	0.028
	Hours of flooding	Elevation (<i>Q. robur</i>)	0.014*	0.0434
	Hours of flooding	Elevation (<i>P. abies</i>)	NS	
	Hours of flooding	Elevation (<i>F. excelsior</i>)	NS	
Trees area 2	Hours of flooding	Elevation (all trees)	0.004**	0.0530
	Hours of flooding	Elevation (<i>Q. robur</i>)	0.009**	0.0515
	Hours of flooding	Elevation (<i>P. abies</i>)	NS	

The probability curve for Bredforsen 1 indicates that 10 species have a higher probability of occurring on a narrower span of elevation. These species are *Juncus filiformis*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Galium palustre*, *Phalaris arundinacea*, *Comarum palustre*, *Equisetum fluviatile*, *Caltha palustris*, *Lysimachia thyrisflora*, *Peucedanum palustre* and *Comarum palustre*. The species that had the broadest probable distribution was *Lythrum salicaria*, which can occur from 46.5 m to a bit over 50 m (Figure 2).

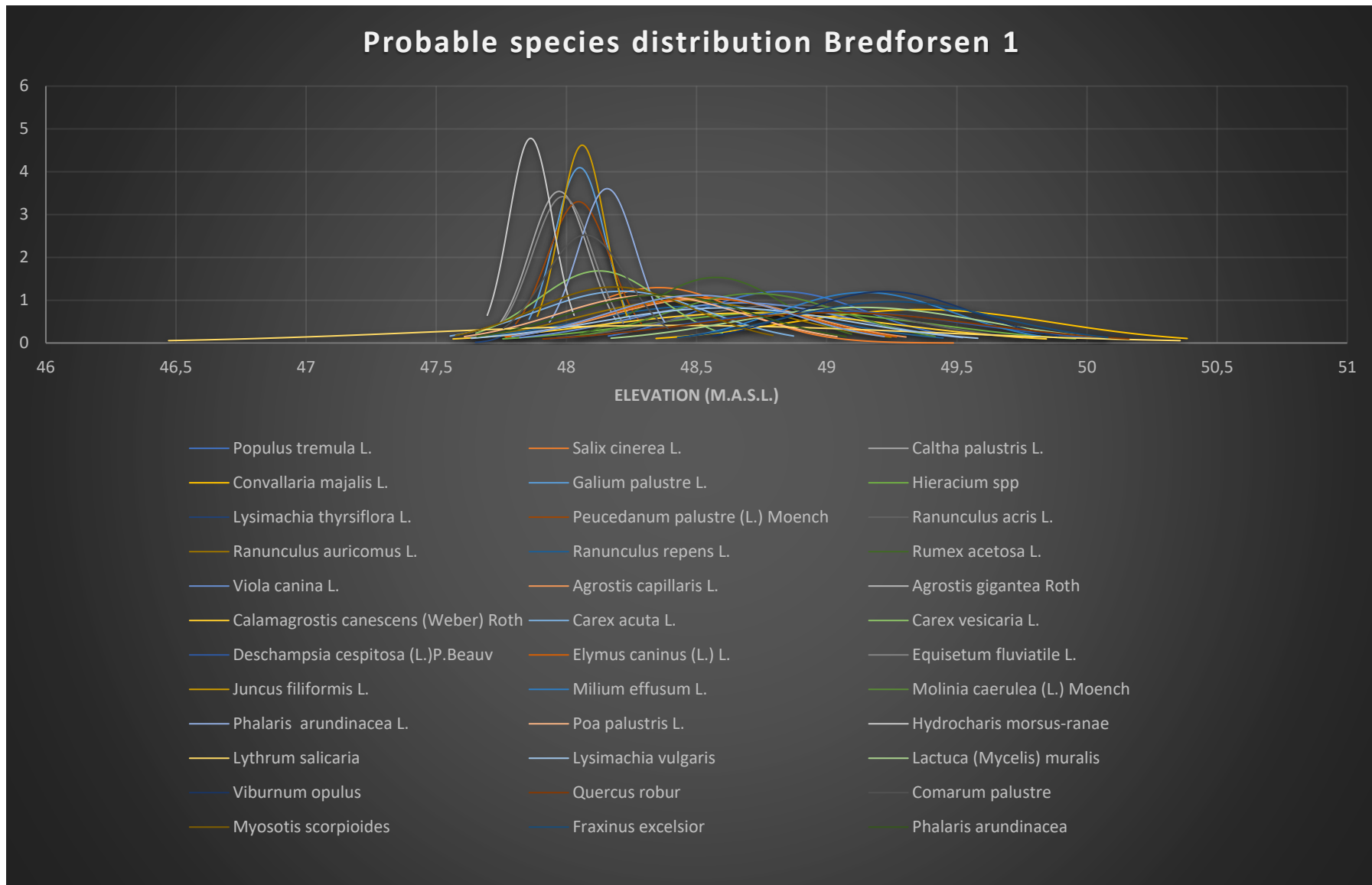


Figure 2. Probability curve for species distribution related to elevation in Bredforsen 1, top of each curve indicates the most likely elevation to find each species.

Bredforsen 2 had 15 species that displayed a narrower probable distribution. The species are *Myrica gale*, *Calluna vulgaris*, *Caltha palustris*, *Galium palustre*, *Lysimachia thyrisflora*, *Peucedanum palustre*, *Carex acuta*, *Carex vesicaria*, *Equisetum fluviatile*, *Phragmites australis*, *Comarum palustre*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Phragmites sp.*, and the last two *Calamagrostis arundinacea* and *Hieracium spp.* are not as narrow, but still more than for example *Lysimachia vulgaris* and *Melampyrum sylvaticum*, which have a very broad probable distribution (Figure 3).

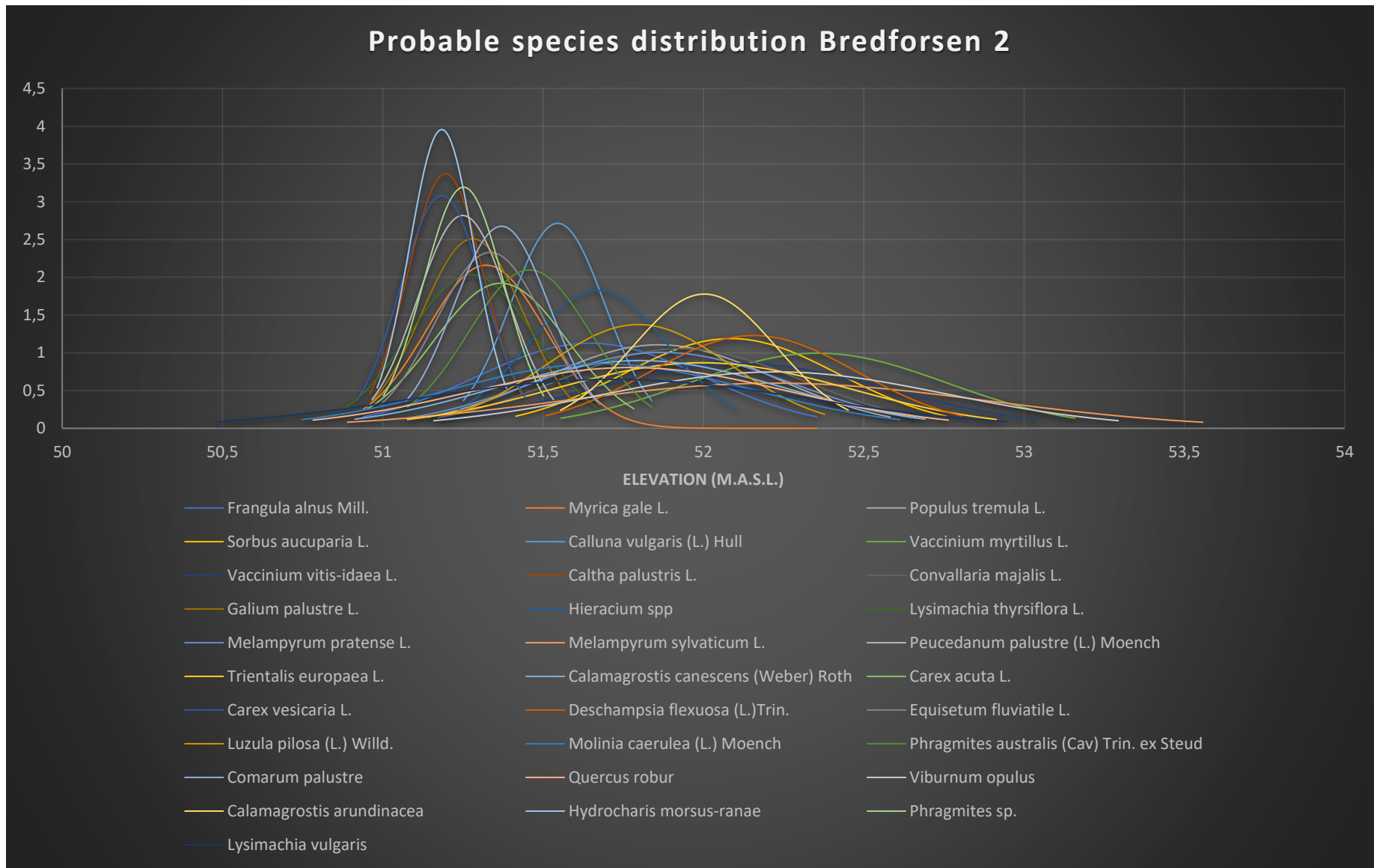


Figure 3. Probability curve for species distribution related to elevation in Bredforsen 2, top of each curve indicates the most likely elevation to find each species.

Bredforsen 3 had eight species with a narrow probable distribution, i.e., *Lycopus europaeus*, *Pedicularis palustris*, *Juncus Filiformis*, *Caltha palustris*, *Cicuta virosa*, *Equisetum fluviatile*, *Hydrocharis morsus-ranae*, and (the last one is not as narrow as the first seven but still a bit outstanding), *Phalaris arundinacea* (Figure 4). Bredforsen 3 also had some species with a broad distribution, almost covering all elevation levels, i.e., *Carex vesicaria*, *Deschampsia flexuosa*, and *Luzula pilosa* (Figure 4).

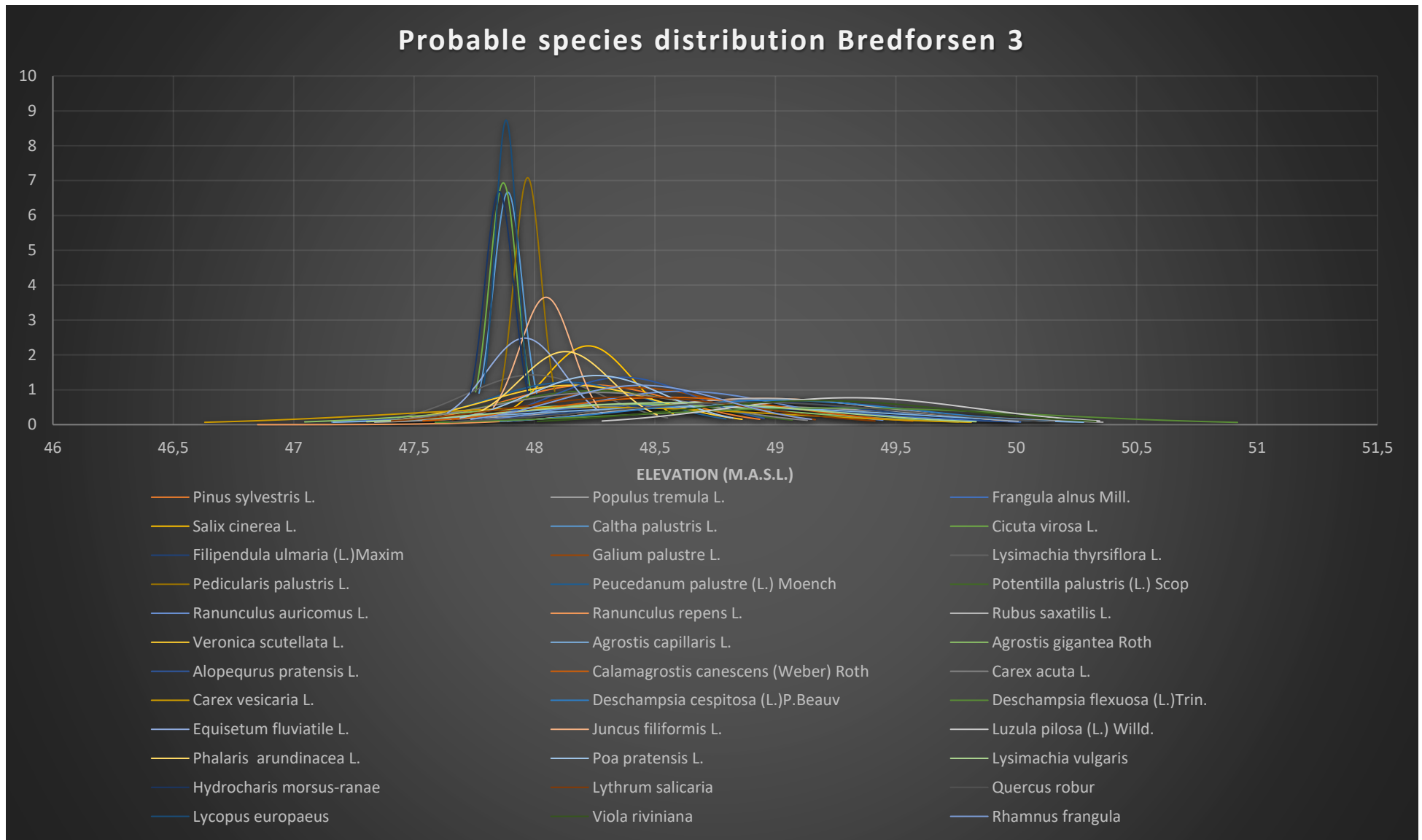


Figure 4. Probability curve for species distribution related to elevation in Bredforsen 3, top of each curve indicates the most likely elevation to find each specie

To summarize the results from the probable species distribution curves all three areas had three species in common with a narrow distribution, *H. morsus-ranae*, *E. fluvitile* and *C. palustre*. Moreover, Bredforsen 1 and 2 have four species in common beyond the three species in all three areas (*G. palustre*, *L. thyrisflora*, *P. palustre* and *C. palustre*). Bredforsen 1 and 3 have two species in common beyond the species found in all three locations (*J. filiformis*, *P. arundinacea*). Bredforsen 2 and 3 had no species in common beyond the three found in all areas (Table 2). The majority of species showed a broad probable distribution curve (Figure 2-4).

Table 2. A summary of the results of the species with a narrow distribution on the probable species distribution curves for Bredforsen 1-3.

Found in:	Species with a narrow distribution
Bredforsen 1-3	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> , <i>Equisetum fluviatile</i> , <i>Caltha palustris</i>
Bredforsen 1 and 2	<i>Galium palustre</i> , <i>Lysimachia thyrisflora</i> , <i>Peucedanum palustre</i> , <i>Comarum palustre</i>
Bredforsen 1 and 3	<i>Juncus filiformis</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>
Bredforsen 2 and 3	-

Water levels over the measured season (2021-04-12 – 2021-11-26) did not show any major variations for any of the locations (Bredforsen 1-3) throughout the measured time frame, although m.a.s.l. differed among the sites (Figure 5).

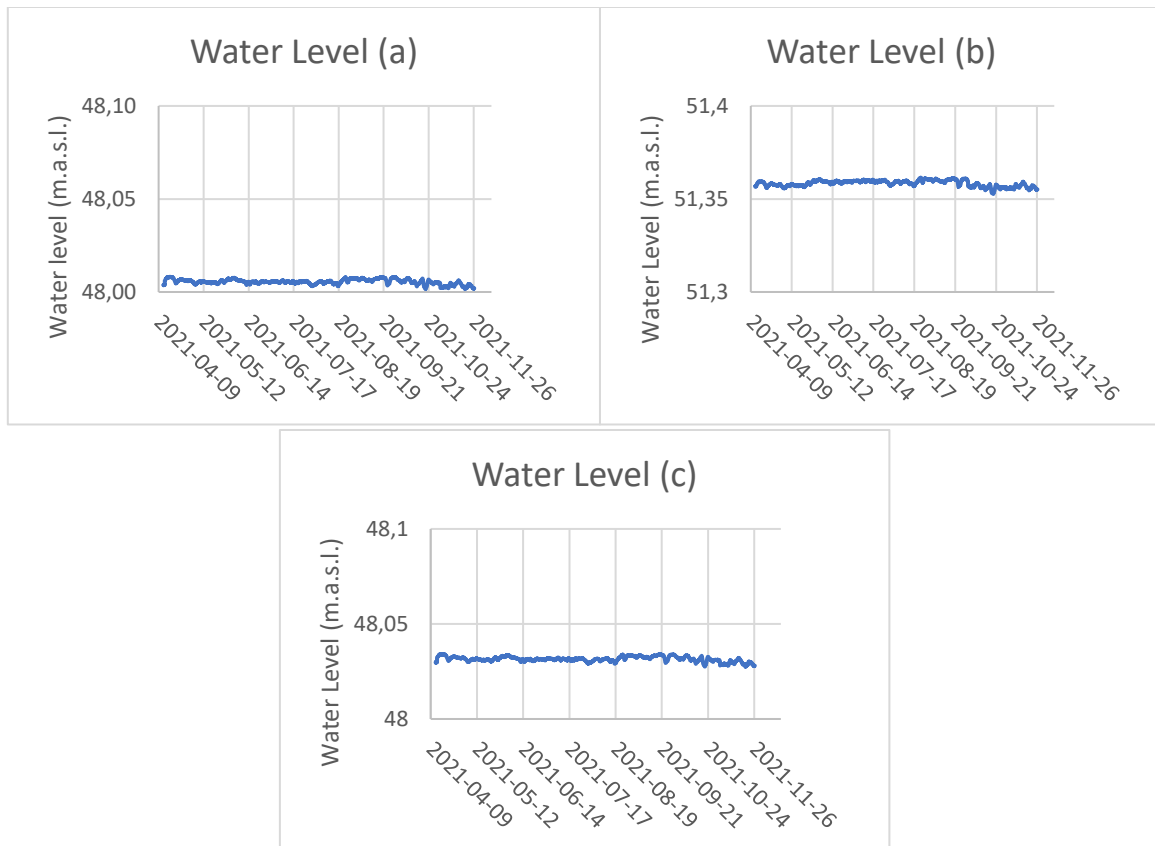


Figure 5. The water level (m.a.s.l.) of Bredforsen 1 (a), Bredforsen 2 (b) and Bredforsen 3 (c) from April 12 to November 26, 2021.

However, by looking at a longer period (2011-2020), Bredforsen has shown more variation in flow during 2011-2020. During the years 2011, 2012, 2014, 2015, 2018, and 2020, Bredforsen has shown variations in flow with peaks of various extent, but by including the spill water from Söderfors, the flow in Bredforsen could be elevated, and show larger variations (Figure 6).

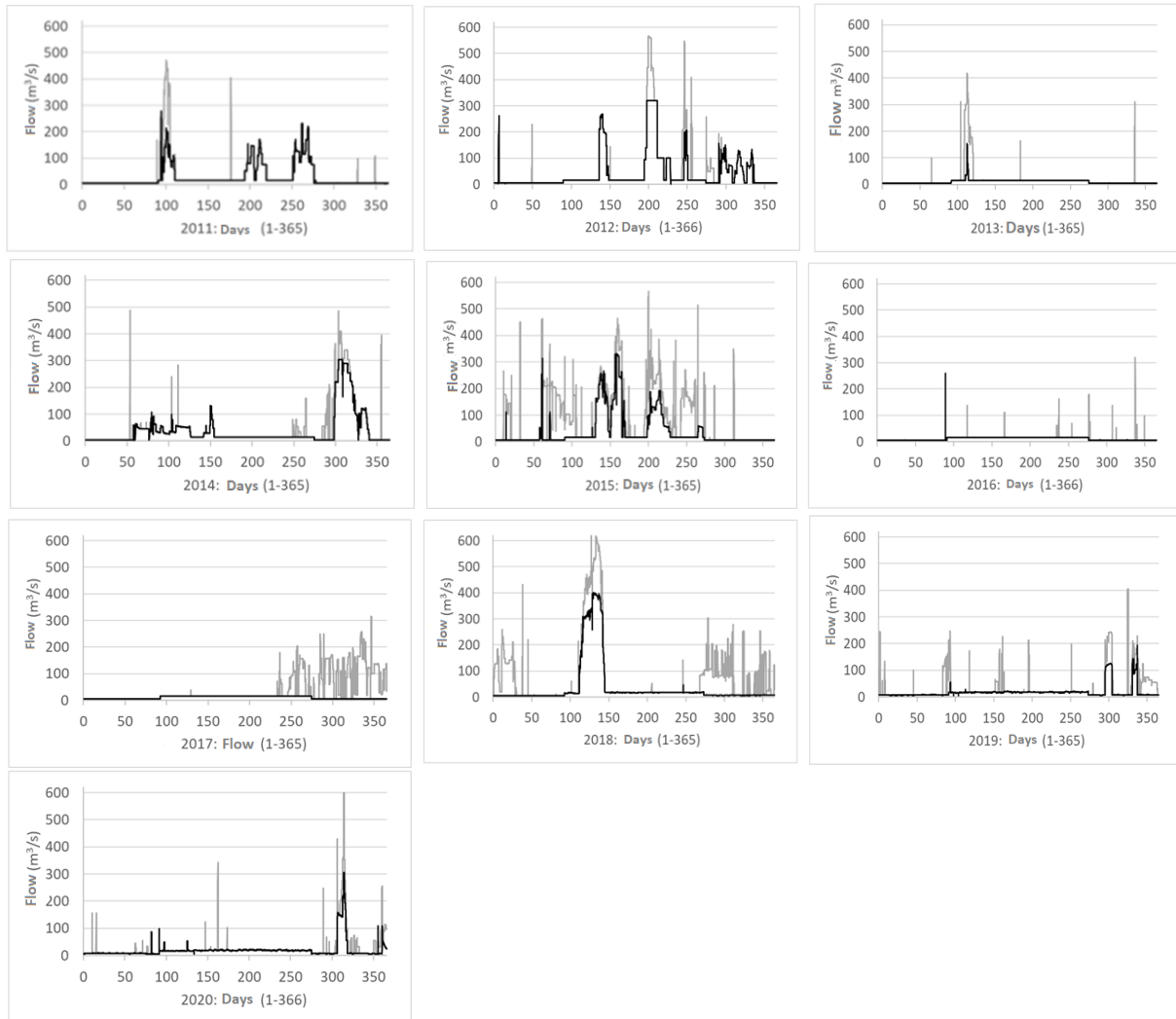


Figure 6. The water flow in Bredforsen over the period 2011-2020. Black lines represent waterflow in Bredforsen and grey line represents the waterflow in Bredforsen combined with the spill in Söderfors. Figures provided by Vattenfall AB.

Over a 10-year period, the mean flow per month has varied (Figure 7). It is obvious that the flow is generally higher during the summer months. Also, by looking at the largest monthly mean values for flow, the flow in Bredforsen is substantially lower than what is possible since the largest monthly mean for Bredforsen with the spill water included reaches a higher flow (Figure 7).

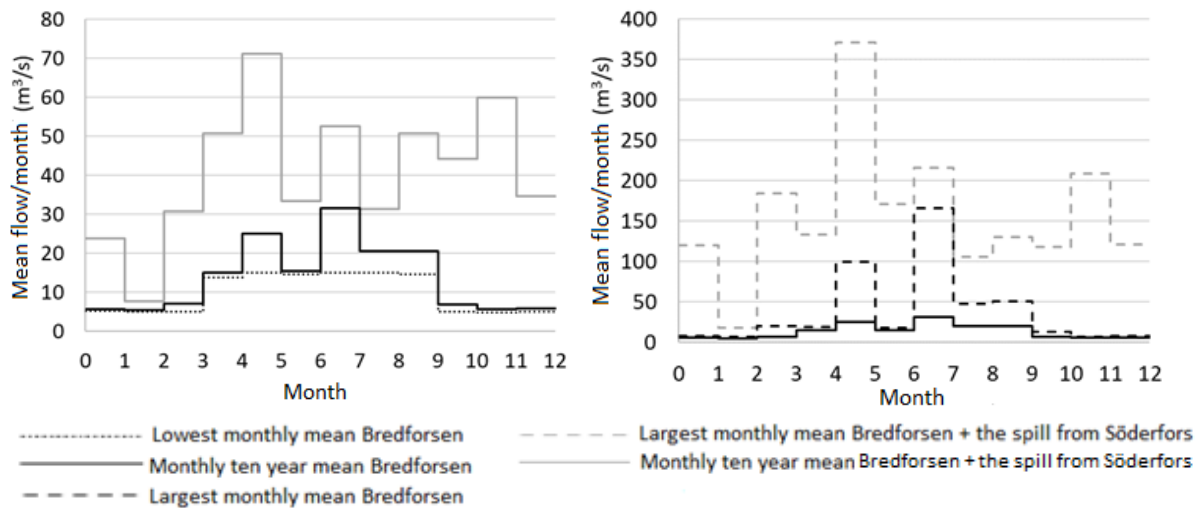


Figure 7. Mean flow per month during 2011-2020 in Bredforsen as well as the total amount from Bredforsen and spill water from the hydropower plant Söderfors. Figures provided by Vattenfall AB.

By looking at the water level and water flow during the measured season, it seems that water levels are not affected by increased flows, since the water level for Lillfyllingen, Bredforsen and the two together have similar water levels in both high flows and low flows (Figure 8).

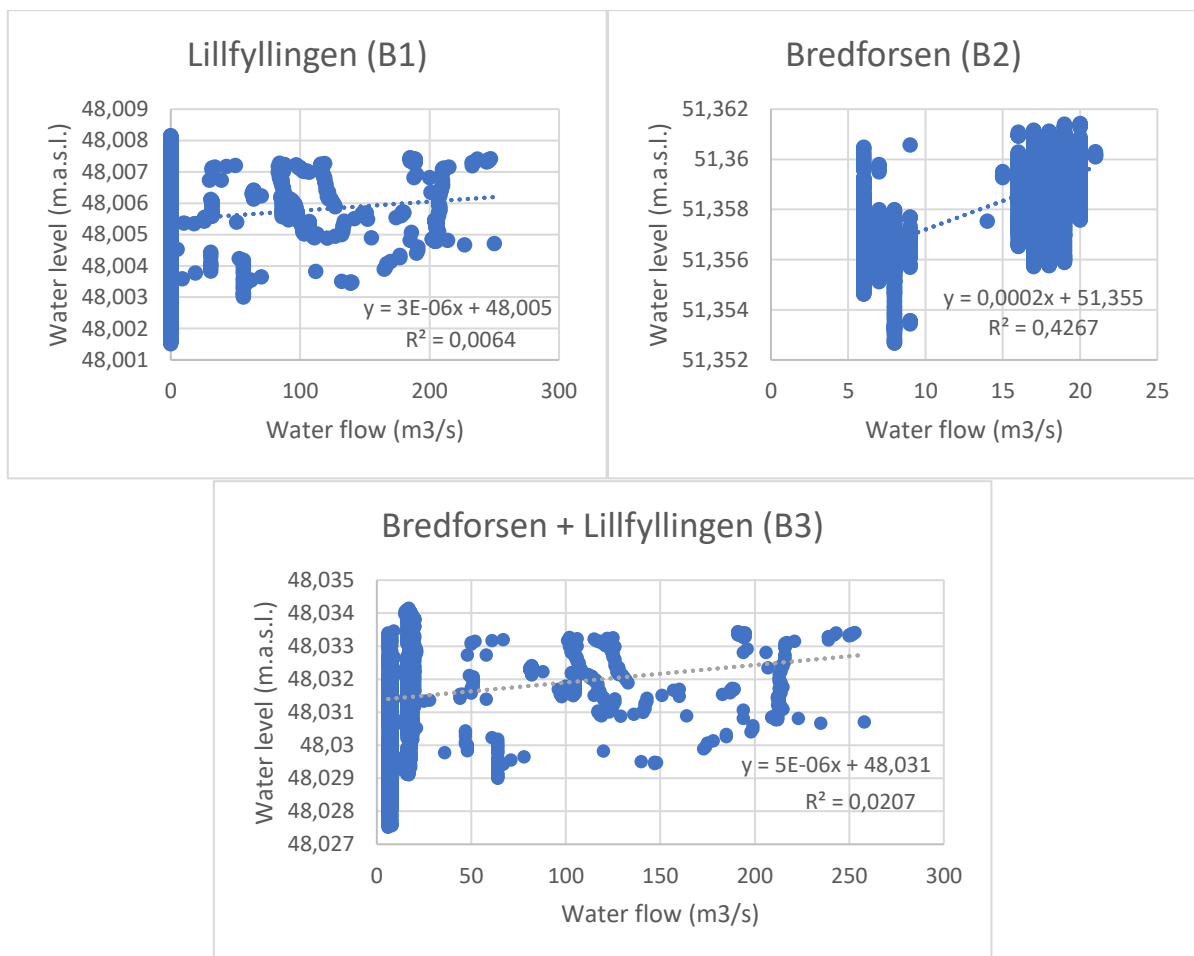


Figure 8. The water level (m.a.s.l.) and the water flow (m³/s) for the areas Lillfyllingen (in close proxy to Bredforsen 1), Bredforsen (in close proximity to Bredforsen 2) as well as the two areas combined over the time period april 12 to november 26, 2021.

By using modelled values for Bredforsen 3, an indication of the effects implementation of environmental flows can be predicted. With the modelled flow (provided by Vattenfall AB), a new vegetation zone (riparian forest) will likely be developed, in contrast to the minimum flow that is today in Bredforsen, where there are only two vegetation zones (i.e., amphibious zone and upland vegetation) by using the method of division by Ström et al. (2012) (Figure 9).

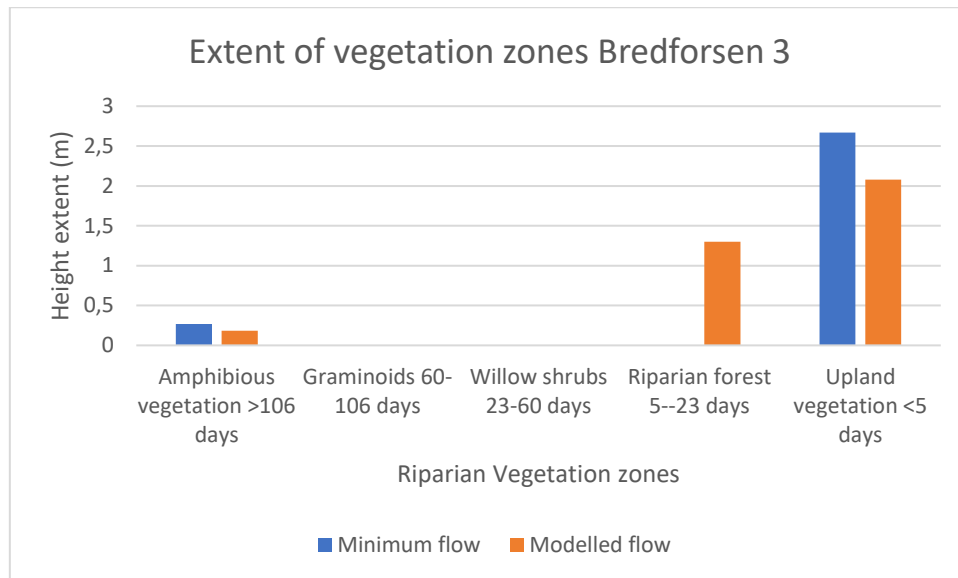


Figure 9. The height extent of the riparian vegetation zones, as it is today with minimum flow (blue bars) and with a modelled flow (orange bars). Modelled water levels required from Vattenfall AB. Riparian zones division based on number of days flooded required from Ström et al. (2012).

4 Discussion

4.1 General results

The riparian zone of mixed alluvial forest in Bredforsen, shows that many species have broadened their distribution to a larger part of the riparian zone. This also causes overlaps and diffuse frontiers between amphibious vegetation, graminoids, willow shrubs, riparian forest, and the upland vegetation. This contrasts to a natural distribution in an unregulated situation where vegetation zones are more clearly divided (Ström et al. 2012). In an effort to restore the riparian vegetation zones, a higher flow leading to increased water levels needs to go through Bredforsen, preferably matching natural peak flows (e.g., spring flood).

The linear regressions showed in Table 1, regarding Bredforsen 1-3 imply that many regressions give a significant result. However, the R^2 -values are generally not higher than 15%, which indicates that the explanatory degree of the independent variable to the dependent variable is low and other factors impact species richness and vegetation cover (Table 1). Interestingly, for all three sites, vegetation cover was not depending on elevation (Table 1) indicating that other factors influence how much ground is covered by vegetation. By looking at Bredforsen 1, which only had one significant result from the linear regressions (elevation had an effect on species richness) and Bredforsen 2 and 3, which only had a not significant result for elevations effect on vegetation cover (Table 1), local variations are clear between the three areas and likely the inclusion of more areas could give a more robust result. The almost non-existent variation in water levels for Bredforsen 1-3 (Figure 5) is not necessarily representative of the situation in Bredforsen, since it is also evident that the flows could be evidently higher, shown in peaks in previous years (Figure 6). More so, if the spill from Söderfors was redirected to go through Bredforsen the water flow could be even higher (Figure 6). Since the spill water from Söderfors could accomplish increased flow in

Bredforsen (Figure 7), a suggestion might be to use the spill water from Söderfors in a restoration manner in creation of environmental flows in Bredforsen. This could mean less to no loss of energy from Söderfors. But the spill water needs to be released with timing to mimic natural flow patterns, to create a functioning seed dispersal (Andersson et al. 2000). Since many species, both flora and fauna, have developed their life cycle to match different recurring flow events. The life cycle is in many cases also connected to match a certain day length or degrees Celsius, since it can be crucial in different life stages to have access to a certain habitat that can be connected to different flow events (Arthington 2012) Even though higher flows in Bredforsen do not equal an increase in water level (Figure 8), it might be caused by placement of the loggers since higher flows usually increases water levels. Furthermore, Arthington (2012) also highlights the importance of maintaining the whole connectivity and flow of the water from the smaller headwaters through rivers and finally the ocean in mind when planning restoration projects. These aspects will be crucial to consider in restoration projects, including environmental flows.

The three species that occur in all three areas in Bredforsen with a narrower distribution, *H. morsus-ranae*, *E. fluviatile* and *C. palustre* (Figure 2-4; Table 2), all have their most likely distribution point on the lower half of the elevation gradient. This is consistent with the fact that all three species normally live near or in water (Mossberg & Stenberg 2018). Finding these three species in all three sites might support predictions by Ström et al. (2012) where a general increase in the amphibious vegetation region, due to climate change, could be expected in an unregulated river. Should a more natural flow patterns be implemented in Bredforsen, it is possible that the amphibious zones will increase, according to predictions by Ström et al. (2012).

It is also evident that Bredforsen 1 and Bredforsen 2 have a more similar vegetation than Bredforsen 3. By also including the three species occurring in all three areas, the two areas have seven species with a narrower distribution occurring in both areas (*G. palustre*, *L. thyriflora*, *P. palustre* and *C. palustre*) (Figure 2 and 3), whilst, Bredforsen 3 have five narrow distribution species in common with Bredforsen 1 (*J. filiformis* and *P. arundinacea*), and only three with Bredforsen 2 (Figure 2 and 4). Bredforsen has, as mentioned before, a static minimum flow (5-15 m³/s). This has affected the riparian vegetation, visible in the probability curves for Bredforsen 1-3 (Figure 2-4). Since the flow is static, floodings are rare to non-existent and this results in many species in the riparian zone has broaden their distribution (Figure 2-4). In Bredforsen it is evident by looking at *L. salicaria* in Bredforsen 1, *L. vulgaris* and *M. sylvaticum* in Bredforsen 2 and, *C. vesicaria*, *D. flexuosa* and *L. Pilosa* in Bredforsen 3 (Figure 2-4). The probable distribution curves also indicate many more species that have broaden their distribution. In an unregulated river the distribution of species in the riparian zone is stricter and more controlled by how long flooding species can endure (Ström et al. 2012).

The trees showed a surprising result where *P. abies* did not show to be dependent on hours of flooding during the season (Table 1). However, this might be since *P. abies* has been actively removed (The county administrative board Dalarna 2018), which in turn gives fewer records than expected, which can have affected the outcome of the linear regression. In contrast, *Q. robur*, elevational distribution was dependent on hours of flooding (Table 1), where a vague trend of frequently flooded trees was distributed on lower elevations for both Trees area 1 and 2. However, for *Q. robur*, hours of flooding only explained 4-5% of the elevational distribution (Table 1), therefore *Q. robur* must be dependent to large extent on other factors regarding their elevational extent, like e.g. soil moisture (Brooks & Kyker-Snowman 2018).

4.2 What to expect in the future?

Ström et al. (2012) discuss a probable future for riparian vegetation in an unregulated river, where the riparian zones can experience changes due to climate change. The amphibian zone is likely to increase its elevational reach whilst the willow shrub zone as well as the riparian forest zone likely will lower the elevational reach, due to changes in flood patterns. The largest loss in area is modelled to occur in the riparian forest zone, and upland species are expected to establish in previous riparian zone, causing an overall decrease in riparian zone area (Ström et al. 2012). Applying above patterns to my study results this corresponds to the result in Bredforsen 3, where there are today only two zones, amphibian zone and upland vegetation using Ström et al. (2012) sorting method. Upland vegetation was a clear majority in the assessment (Figure 9), Furthermore, according to Ström et al. (2012) the amphibian zone is also the only zone with a significant increase in species richness whilst the riparian forest, graminoids and the willow shrubs all are expected to decline in species richness due to climate change (Ström et al. 2012). For Bredforsen 3, the most probable change with an increase in water level is that the riparian forest becomes an apparent zone (Figure 9). Even with the modelled water levels, the willow shrubs and graminoid zones are not apparent (Figure 9). However, species of both are evidently growing in the riparian zone (e.g., *J. filiformis*, *C. vesicaria* and *S. cinerea*) (Figure 2-4). A reason for this could be that riparian zones are not only decided by days of flooding. Possibly, the humidity of the soil could also affect species distribution (Brooks & Kyker-Snowman 2018). Loggers for Bredforsen 1 and 2, did not give reliable water level measurements when flow increased (Figure 8), and this could be because the loggers are set at deciding points in the river where a higher flow may press the loggers below water level and give unsatisfying results. The logger for Bredforsen 3, gave the most reliable results and was therefore used to create the modelled water levels. However, the data could not provide a perfect model, especially for low flows. Both positive and negative correlations were found for high flows.

4.3 How do we implement environmental flows?

Opperman et al. (2018) describes three levels of implementing environmental flows. The first one is called “Holistic Hydrologic Desktop Methods”, and the main goal is to provide guidance to introducing a flow pattern. It is called a “desktop” method since new data are not needed, and do not need that much manpower to be carried out (Opperman et al. 2018). The suggested initial flows are created through hydrological data, which can either come from modelling or previous measurements, and/or knowledge of a rivers biophysical processes. By also using literature data from projects or research papers with rivers with similar characteristics and ecosystems, a more detailed and robust flow regime can be theoretically created, however, it needs to be kept in mind that this level one creates a simplistic flow regime that might not cover the needs of all river processes (Opperman et al. 2018). The second level is called “Holistic Expert Panel Environmental Flow Assessment” and is much like the level one process apart from the use of experts in the field of environmental flows as well as literature and hydrological data. The use of experts gives an exceeding amount of knowledge beyond the level one process, and similar to the level one process, data gathering is not required in a level two process. The outcome from this process is also to create a guidance of a site-specific matching of flow patterns (Opperman et al. 2018). A positive factor for the level two process is that it can be applied to almost all areas, from areas with small amounts of available data to areas where vast amounts of data is available. Both level one and two are relatively economical due to their low cost (Opperman et al. 2018). The third level is called “Holistic Research-Driven Flow Assessment” this level can be used to clear up uncertainties or obstacles that the two previous levels did not account for. During a level three process technical methods aimed to a perfect environmental flow can be used and different analysing methods (e.g., models for water temperature, floodplain inundation

threshold or sediment transport in the river) are frequently used even if their focus are not mainly on environmental flows (Opperman et al. 2018).

The three levels from Opperman et al. (2018) are a hierarchy-based implementation method, where it can be good to start at the first level, but in cases where it is needed other levels are also a suitable starting point. One example is to go directly to a level three process regarding decisions when a more thorough investigation and scientific certainty is needed (e.g., threatened species are involved or long-lasting policies are made). It is however more costly and if not needed it might be useful to start at a lower level, where implementations might be ready sooner and can be used as a learning opportunity where implementations can be studied and evaluated (Opperman et al. 2018). In both level 2 and 3, workshops are often included where different stakeholders, management and local citizens can make their voice heard and affect the outcome of the process (Opperman et al. 2018), which in many aspects is positive since many needs must be met as freshwater systems has many different areas of application.

Even though the model (who is the base for Figure 9) has its flaws, it can be used as a base for future research. The modelled values could be an indicator of the positive effects an implementation of environmental flows could have in Bredforsen since more vegetation zones were predicted to developed (Figure 9). Due to the WFD, a level three process could be profitable to reach a well-researched and appropriate implementation method (Opperman 2018).

4.4 Future studies

Future studies would perhaps include more parameters, e.g., soil moisture and sediment type, to give a better understanding of what determines the riparian vegetation community composition, and be conducted over a longer period with more data, as well as to have an area where *P. abies* has not been actively removed to better assess the effect of flow regulation *per se*. It is also important to look both upstream and downstream from the restoration area since the whole freshwater system must be in our minds to reach success.

4.5 Conclusion

To conclude, Bredforsen has today a minimum flow which has affected the riparian zone in such a way that flora has broadened their distribution and vegetation zones are overlapping. Due to the WFD, and Bredforsen being a Natura 2000 reserve, improvements need to be implemented. By using the ideas of Opperman (2018), a level three, well researched process could offer high functioning environmental flows. By using the spill water from Söderfors powerplant, a more natural flow can occur and besides from creating a more natural disturbance regime and, thus, natural distribution of plant species in the riparian zones, and hopefully in turn, a functional habitat for flora and fauna it would also mean that spill water will come to a use and cost would be less for the hydropower plant Söderfors.

5 Acknowledgements

First, I want to thank my two supervisors Birgitta Malm-Renöfält and Micael Jonsson. Birgitta for including me in this interesting project and guiding me along the way and Micael for giving a fresh pair of eyes on my thesis as well as helping me finish it.

Second, I want to thank Vattenfall AB and especially Patrik Andreasson for allowing me to use their data and guidance through the project.

Third, I would like to give thanks to my dear friends Rashid, Bella, and Felix for supporting me during the writing process and discussing ideas and figures as well as accepting defeat when I dominate them on the badminton court.

6 References

- Andersson, E., Nilsson, C. and Johansson, M.E. 2000. Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated rivers*. 16(1):83–89. DOI: [https://doi-org.proxy.ub.umu.se/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(200001/02\)16:1<83::AID-RRR567>3.0.CO;2-T](https://doi-org.proxy.ub.umu.se/10.1002/(SICI)1099-1646(200001/02)16:1<83::AID-RRR567>3.0.CO;2-T).
- Arthington, A.H. 2012. *Environmental flows: saving rivers in the third millennium*. Berkeley: University of California Press.
- Brooks, R.T. and Kyker-Snowman, T.D. 2009. Forest-floor temperatures and soil moisture across riparian zones on first- to third-order headwater streams in southern New England, USA. *Forest ecology and management*. 258(9):2117–2126. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.007>.
- Englund, Göran. Malmqvist, Björn. 1996. Effects of Flow Regulation, Habitat Area and Isolation of Macroinvertebrate Fauna of Rapids in North Swedish Rivers. *River Research and Applications*. 12(4-5):433-445. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199607\)12:4/5<433::AID-RRR415>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4/5<433::AID-RRR415>3.0.CO;2-6)
- Fonseca, A., Ugille, J.-P., Michez, A., Rodríguez-González, P.M., Duarte, G., Ferreira, M.T. and Fernandes, M.R. 2021. Assessing the connectivity of riparian forests across a gradient of human disturbance: the potential of copernicus ‘riparian zones’ in two hydroregions. *Forests*. 12(6):674–688. DOI: <https://doi.org/10.3390/f12060674>.
- Garssen, A. G., Baattrup-Pedersen, A., Riis, T., Raven, B. M., Hoffman, C. C., Verhoeven, J. T., & Soons, M. B. 2017. Effects of increased flooding on riparian vegetation: Field experiments simulating climate change along five European lowland streams. *Global change biology*, 23(8):3052-3063. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13687>.
- Glenn, E.P., Nagler, P.L., Shafroth, P.B. and Jarchow, C.J. 2017. Effectiveness of environmental flows for riparian restoration in arid regions: A tale of four rivers. *Ecological engineering*. 106:695–703. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.009>.
- González, E., Felipe-Lucia, M.R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G. and Sher, A.A. 2017. Integrative conservation of riparian zones. *Biological conservation*. 211:20–29. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.035> 0006-3207.
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2019. *Förslag till nationell plan för omprövning vattenkraft*. <https://www.havochvatten.se/download/18.61dc5dd916d7dc382892a7b4/1574778588259/ru-forslag-till-nationell-plan-for-omprovning-av-vattenkraft.pdf>. (recieved: 2022-01-21).
- Havs- och Vattenmyndigheten. 1988. *Förordning (1998:1388) om vattenverksamheter*. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-19981388-om-vattenverksamhet-mm_sfs-1998-1388?fbclid=IwAR3q9UZu9GN4KL_U7SnGkX-NTabifGi6RGZZ9pFhozreZ6_69eD9t5P_1ck. (recieved 2022-04-05).
- Jansson, Roland. Nilsson, Christer, Dynesius, Mats, Andersson, Elisabeth. 2000. Effects of River Regulation on River-Margin Vegetation: A Comparison of Eight Boreal Rivers. *Ecological Applications*. 10(1):203-224. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0203:EORROR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0203:EORROR]2.0.CO;2).
- Larsen, S., Karaus, U., Claret, C., Sporcka, F., Hamerlík, L. and Tockner, K. 2019. Flooding and hydrologic connectivity modulate community assembly in a dynamic river-floodplain ecosystem. *PloS one*. 14(4): e0213227–e0213227. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213227>.

Nakamura, F., Swanson, F.J. and Wondzell, S.M. 2000. Disturbance regimes of stream and riparian systems - a disturbance-cascade perspective. *Hydrological processes*. 14(16-17):2849–2860.

The County administration board Dalarna. 2018. *Dalälvens naturvärden Påverkan från vattenkraften, åtgärdsbehov och prioriterade miljöåtgärder*. https://nedredalalven.se/filer/about/rapport_2018-05-naturvarden.pdf. Recieved: 2022-02-24.

The County administration board Gävleborg. 2017. *Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0630187 Bredforsen*. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.276e13411636c95dd936f71/1526985953308/bredforsen-se0630187-2017.pdf>. Recieved: 2022-02-22

Mossberg, Bo. Stenberg, Lennart. 2018. *Svensk fältflora*. 4. ed. Bonnier Fakta.

Naiman, R.J. (University of W., Decamps, H. and Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications*. 3(2): 209–212. DOI: <https://doi-org.proxy.ub.umu.se/10.2307/1941822>.

Opperman, J.J., Kendy, E., Tharme, R.E., Warner, A.T., Barrios, E. and Richter, B.D. 2018. A three-level framework for assessing and implementing environmental flows. *Frontiers in environmental science*. 6:76. DOI: 10.3389/fenvs.2018.00076.

Renöfält, B.M., Jansson, R. and Nilsson, C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater biology*. 55(1): 49–67. DOI: <https://doi-org.proxy.ub.umu.se/10.1111/j.1365-2427.2009.02241.x>.

Rivaes, R., Boavida, I., Santos, J.M., Pinheiro, A.N. and Ferreira, T. 2017. Importance of considering riparian vegetation requirements for the long-term efficiency of environmental flows in aquatic microhabitats. *Hydrology and earth system sciences*. 21(11):5763–5780. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-21-5763-2017>.

Ström, L., Jansson, R. and Nilsson, C. 2012. Projected changes in plant species richness and extent of riparian vegetation belts as a result of climate-driven hydrological change along the Vindel River in Sweden. *Freshwater biology*. 57(1):49–60. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02694.x>.

The Brisbane Declaration., 2007. “Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being,” in 10th International River Symposium and International Environmental Flows Conference (Brisbane, QLD). Available online at: <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/ELOHA/Pages/Brisbane-Declaration.aspx>. Received: 2022-04-13.

Weithoff, G., Walz, N. and Gaedke, U. 2001. The intermediate disturbance hypothesis—species diversity or functional diversity? *Journal of plankton research*. 23(10): 1147–1155.



UMEÅ UNIVERSITY

HYDROLOGICAL CONTROL OF PLANT SPECIES COMPOSITION AND DISTRIBUTION IN DAL RIVER ALLUVIAL MEADOWS

Matouš Jimel

Master thesis in Biology, 30 hp.
Master's Program in Ecology, 120 hp.
Spring 2023

Abstract

Northern boreal alluvial meadows are ecologically significant semi-natural ecosystems within the riparian zone. The effects of disturbance like flooding, grazing, and mowing have historically maintained high nutrient turnover and succession disruption that led to high biodiversity, leading to their inclusion in the Natura 2000 network. Today, alluvial meadows are threatened by human abandonment and river flow regulations, both of which provided necessary disturbances. This leads to encroachment by woody plants and a significant reduction in biodiversity. The purpose of this project was to investigate the hydrological conditions required for the long-term maintenance of floodplains of the regulated lower Dal River and how varying water levels affect the species distribution and various vegetation characteristics. This was done by examining plant data from 3 sites in an alluvial meadow in Bredforsen and datalogger water level data to calculate the duration of flooding of plots in a transect study. The effects of altitude, flooding durations, and frequencies on species richness, proportion of woody plants, and vegetation cover were examined. Flooding times showed the most significant effects on vegetation characteristics, while altitude and flooding frequencies differed greatly between sites, with variability explained being low for all explanatory variables. On one hand, this shows that a lack of seasonal flooding has a negative effect on the alluvial meadow ecosystem and an increase in water flow would be beneficial. On the other hand, the low degree of explained variability implies that flooding solely is not the determining factor and other management methods are necessary to maintain the alluvial meadows.

Keywords: Riparian zone, Alluvial meadows, Riparian vegetation, Regulated river, Flooding, Plant community



UMEÅ UNIVERSITY

Contents

1. Introduction	1
1.1 Background.....	1
1.2 Riparian biodiversity	1
1.3 Hydrological conditions.....	2
1.3.1 Flooding	2
1.3.2 Groundwater.....	3
1.3.3 Effects of freezing.....	3
1.3.4 Effects of direct human use.....	3
1.4 Historical use of alluvial meadows in Sweden	3
1.5 Damming and flow control.....	4
1.6 Aims.....	5
2. Method.....	6
2.1 Site	6
2.2 Data collection.....	6
2.3 Data handling.....	7
3. Results	9
3.1 General results	9
3.2 Relationships between vegetation characteristics and abiotic factors	9
3.2 Analysis of species composition and environmental factors	13
3.3 Establishment of hydrological niche.....	15
3.4 Comparison between regulated and unregulated rivers	19
4. Discussion.....	20
4.1 General results	20
4.2 Species distribution.....	21
4.2.1 Management of <i>Salix cinerea</i>	22
4.3 Future adjustments for water flow regimes	23
4.4 Limitations	25
5. Conclusion	25
6. Acknowledgements	25
7. References.....	26



UMEÅ UNIVERSITY

1. Introduction

1.1 Background

Riparian zones are one of the most biologically diverse ecosystems in the world. This partly is due to the fact that they serve as an interface between aquatic and terrestrial ecosystems, forming an ecotone that hosts species from both environments (Naiman and Decamps 1997). The transition between aquatic and terrestrial environments is gradual, forming multiple biotic and abiotic gradients that form many niches (Bornette and Large 1995). Additionally, riparian vegetation fulfills multiple functions that stabilize the ecosystem – it provides temperature control through shading, stabilizes riverbanks and curbs erosion rates (Naiman and Decamps 1997; Webster and Meyer 1997).

An important subzone of the riparian areas are the river floodplains. These are characterized by their high level of spatial and temporal heterogeneity and associated complex fluvial dynamics and flooding. These facilitate the maintenance of various diverse habitat types that are able to support high biodiversity (Ward, Tockner and Schiemer 1999, Renöfält, Nilsson and Jansson 2005). The significance of these ecosystems as biodiversity hotspots is further exemplified by their inclusion in the Natura 2000 network as biological hotspots containing various keystone species and providing ecosystem services (Eriksson 2008).

It should be noted that the significance of riparian zones in terms of biodiversity is not just having many species, but rather due to their ability to support different species, increasing the total biodiversity of a region (Sabo 2005). Regardless, river floodplains themselves do appear to have increased faunal and floral biodiversity compared to other ecosystems (Selinger-Looten, Grevilliot and Muller 1999, Shiel, Green and Nielsen 1998, Ward, Tockner and Schiemer 1999, Růžičková, Banášová and Kalivoda 2004). Though closely related, this work is focused on floral biodiversity, specifically of a subset of riparian zones, alluvial floodplains.

1.2 Riparian biodiversity

The higher biodiversity compared to surrounding ecosystems is determined by a combination of factors (Renöfält, Nilsson and Jansson 2005). The interaction between these factors creates multiple gradients within riparian zones, which allows for the formation of various associated niches. These are:

- (1) hydrological conditions
- (2) presence or absence and intensity of management and agriculture
(Selinger-Looten, Grevilliot and Muller 1999)

These represent disturbances, which can be described as “any relatively discrete event in time that disrupts ecosystem, community, or population structure and changes resources, substrate availability or the physical environment” (Pickett and White 1985). It is widely recognized that intermediate levels of disturbance lead to higher species diversity (Huston 1979; Pickett and White 1985). While some criticize the overuse of this hypothesis - and in some cases its veracity was not corroborated by research (Bendix and Hupp 2000; Crandall, Hayes and Ackland 2003) - it is likely

that intermediate disturbance could be a factor that leads to the increased biodiversity of the alluvial meadows and river floodplains in general.

1.3 Hydrological conditions

Hydrological conditions are arguably the most influential factor that determines the existence, area, biodiversity and species distribution of river floodplains and alluvial meadows. These conditions can be best summarized as the discharge magnitude, frequency, timing, rate of change, and duration of flow events (Bunn and Arthington 2002; Renöfält, Jansson and Nilsson 2010).

1.3.1 Flooding

At a basic level, the ability to withstand water stress exerted by the overabundance or lack of water determines the abundance of species. Flooding provides a disturbance with varied direct and indirect effects that may lead to mortality of plants: restricted oxygen exchange, waterlogging, uprooting, burial in sediment, and increased competition by increased nutrient input (Blom and Voeselek 1996; Kramer, Vreugdenhil and van der Werf 2008).

For example, the abundance of some shrubs and most hardwood tree species (e.g. *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*, *Ulmus minor*) is known to be negatively correlated with flooding time, especially during growing season (Deiller, Walter and Trémolières 2001; Vreugdenhil, Kramer and Pelsma 2006). Seedlings particularly experience a higher mortality rate with increasing flooding duration and depth (Sakio 2005, Garssen et al. 2015). However, softwood tree genera (e.g. *Salix alba*, *Populus nigra*, *Picea alba*) do not seem to be significantly affected by flooding, namely *Salix* spp. and *Populus* spp. (Kramer, Vreugdenhil and van der Werf 2008). These genera seem to become more abundant in alluvial meadows over time, suggesting that while flooding does preclude the establishment of some species, especially in the long term, other disturbances are necessary to maintain alluvial meadows (Kołos and Banaszuk 2013).

On the other hand, flooding disturbance is beneficial or even necessary for the occurrence of some species. This can partially be due to reducing the prevalence of encroaching woody or exotic species, allowing for the increased prevalence of autochthonous species (Greet, Webb and Cousens, 2015). Flooding also facilitates seed dispersal, and depending on the magnitude and frequency, it sorts plants along the hydrological gradient (Garssen et al. 2017). All in all, flooding creates zones of plants based on their water stress resistance (Jansson et al. 2007a).

An important characteristic of floods is their ability to move a substantial amount of sediment, periodically resetting plant succession, and allowing nutrients to flow from land into the aquatic ecosystem (Elder 1985). Water flow together with gravity moves sediments and structures them “into a highly organized and complex system of hydrologic and other physical features” (Huggenberger et al. 2008). This means that coarsest sediments tend to be deposited at the bottom, creating a sediment size gradient (Selinger-Looten, Grevilliot and Muller 1999). The structure and extent of formation of this gradient determines the presence of plants with specific traits. This means that depending on changing characteristics of specific flooding regimes, the structure of sediments may become altered, and with it, the floral species composition (Xiong et al. 2001).

1.3.2 Groundwater

Groundwater flows are another important factor within the riparian zones. Being situated at the lowermost parts of terrestrial ecosystems, the groundwater from upper parts flows towards them, receiving an increased amount of water and nutrients, leading to an increased species richness and abundance (Dawson and Ehleringer 1991; Jansson et al. 2007a). Additionally, this groundwater may become enriched by base cations, should it pass through mineral soils, which increase plant productivity and species richness (Giesler, Högberg and Högberg 1998, Kuglerová et al. 2014). Jansson et al. (2007a) showed that riparian zones with groundwater discharge have increased riparian plant species richness due to lower drought stress and increased nutrient availability, and increased stress resistance to water level fluctuations associated with water flow regulations, which was further corroborated by Kuglerová et al. (2008).

1.3.3 Effects of freezing

An additional factor specific to the northern boreal alluvial meadows that affects both biodiversity and soil characteristics is the presence and duration of ice and freezing throughout winter (Naturvårdsverket 2005). At northern latitudes, freezing entirely precludes the occurrence of woody plant species (Jansson, Nilsson and Dynesius 2000). Freezing causes an increase in solute concentration in water as the ice lattice forms, creating an additional osmotic stress that leads to desiccation (Olien 1971). Functionally, it serves as a disturbance that appears to increase species richness, making maintenance of current biodiversity harder to manage in light of ongoing climate change (Engström et al. 2011).

1.3.4 Effects of direct human use

Due to aforementioned increased productivity, alluvial meadows have been intensively used by humans, notably for grazing and haymaking. While some of these activities are still being done today, most agricultural practices have changed (Elveland 1983). Both of these activities, however, provide another disturbance that might be necessary for the maintenance of alluvial meadows.

Alluvial meadows are often being encroached upon by woody species and their presence may be reduced by active management methods like mowing and grazing (Gerard et al. 2008; Kołos and Banaszuk 2013; Pruchniewicz 2017). Similarly, abandoned alluvial meadows become overgrown with scrub and tall grasses (Naturvårdsverket 2005; Pruchniewicz 2017). Active removal of plants by mowing and grazing as well as associated trampling are used as active management methods proposed as a part of the Natura 2000 conservation program (Eriksson 2008).

1.4 Historical use of alluvial meadows in Sweden

There are multiple threats that are endangering the existence of northern boreal alluvial meadows. The trend of the extent of alluvial meadows in northern Sweden was remarkably negative throughout the 20th century, reaching a shrinkage of the area of 99.85% (Eriksson 2008). This is due to changes in agricultural practices. Firstly, these changes almost entirely eliminated the usage of alluvial meadows as a source of hay, leading to an abandonment of the alluvial meadows. As agriculture intensified, an increased volume of hay was required (Elveland 1983). Alluvial meadows, however, only allowed a limited yield of hay that could only be effectively harvested in winter months, as the soil was otherwise too wet to cross, let alone worked. This led to a significant

reduction of mowing and grazing, reducing one of the key disturbances required for the maintenance of alluvial meadows. Scrub (grasses), shrubs, and some trees overgrew much of the original area, reducing the amount of water in the area (Elveland 1983; Eriksson 2008)

At the end of 20th century, the importance of alluvial meadows was recognized as a part of the Natura 2000 network (Elveland 1983). Since then, restoration efforts have been put into motion and have, to an extent, curbed the continuing shrinkage of the area. As the alluvial meadows are considered to be semi-natural, some human management that historically maintained the biome in its form is now used as a method for restoration. This includes mowing and grazing, though as Kołos and Banaszuk (2013) have outlined, that may not be sufficient for the long-term maintenance, which is mostly reliant on hydrological conditions that are not altered by the aforementioned in situ active management. Specifically in Sweden, where hydroelectric power forms 50% of the country's power generation, hydrological conditions are significantly changed as a result of damming (Länsstyrelsen Dalarna 2018). While manual reduction of the presence of woody plants may prevent the overgrowth by scrub and woody plants, the hydrological conditions necessary for the existence of alluvial meadows are not met, as dams, depending on need, only allow a limited amount of water to flow through (Sparrevik 2011).

As such, damming, and the current control of water, has been a point of discussion in restoration ecology as it appears to have significant negative effect on many ecosystems whose existence is contingent on a specific input of water.

1.5 Damming and flow control

Hydroelectric power is mostly seen as a clean and renewable source with a relatively low environmental impact; however, damming has extensive consequences on water flows in Sweden, many of which are negative. These can be summarized as either those that alter the natural flow variables or those that are associated with physical environment transformations caused by the presence of dams (Renöfält, Jansson and Nilsson 2010). While there is some evidence that altering flow may have positive effects on ecological response metrics, the vast majority of studies report negative effects (Poff and Zimmerman 2010).

The presence of dams leads to a reduction of hydrologic connectivity (Jansson 2007b). Hydrologic connectivity refers to “the transfer of matter, energy and/or organisms within or between elements of the hydrologic cycle” (Pringle 2003). In essence, the disruption of hydrologic connectivity is a fragmentation of a habitat that leads to obstructions of migration of organisms, leading to degradation of habitats and environments (Nilsson 2005). The effects of such a reduction are both immediate (e.g. reduction of fish migration) and long term (e. g. gradual accumulation of silica hydroelectric basins) (Pringle 2003). Furthermore, hydropeaking, described as “rapid and frequent changes in flow to optimize hydropower production”, is becoming increasingly common, making water flows erratic, rapidly shifting entire habitats from lentic to lotic and vice versa (Widén et al. 2021).

Restoration efforts have often utilized the concept of environmental flows. Environmental flows are famously described as “the quantity, timing, and quality of water flows required to sustain freshwater and estuarine ecosystems and the human livelihoods and well-being that depend on

these ecosystems” (Brisbane Declaration 2007). The concept was implemented in legislation around the world, including in Sweden, within the EU Water Framework Directive (European Commission 2015).

This directive had a significant impact on the research and implementation of effective management methods that might adapt current practices to become more congruent with environmental goals. Originally, the responsibility for the management of water resources was divided into different administrations at various levels of government, with the regional government having relatively little power. The enforcement of the directive led Sweden to rework its water management plans into “water cycles” that are updated every 6 years (Hammer et al. 2011). Additionally, the directive forced Swedish authorities to revise licenses of hydropower plants, as they reduce hydrological connectivity. A new legislation was completed in 2019, which prompts plant owners to have their licenses revised in accordance with environmental and energy goals (Swedish Agency for Marine and Water Management 2019).

1.6 Aims

The aim of this study was to investigate what are the current abiotic conditions of a northern boreal alluvial meadow (EU code 6450) in Sweden and how do they affect the extent of vascular plant species. Specifically, hydrological conditions of the river flow were examined in terms of flow volume, flooding frequency, and duration of flooding events. To account for other factors influencing species abundance and distribution, additional abiotic data were evaluated.

These conditions were then examined together with collected data of the current distribution of species. An assessment of adequate conditions for the prevention of overgrowth by trees and shrubs and consequent maintenance of northern boreal alluvial meadows was conducted. The occurrence of individual species was visualized on abiotic gradient.

To investigate the differences between a regulated and an unregulated river, data from the unregulated Vindel River were examined and compared with the regulated Dal River.

The specific hypotheses were as follows:

1. Species richness will be highest in medium altitude plots, proportion of woody plants and vegetation cover will increase with altitude
2. Species richness and proportion of woody plants will increase with flooding frequency, while vegetation cover will decrease with flooding frequency
3. Species richness will increase with flooding duration, proportion of woody plants and vegetation cover will decrease with flooding duration

2. Method

2.1 Site

Bredforsen was chosen as the site of the study (Fig. 1). It is a nature reserve located in central Sweden within the counties of Gävle and Uppsala, at the lower Dal River (Dalälven). The reserve consist mostly of deciduous forests, including parts of old-growth forest with an abundance of dead trees (Länsstyrelsen Gävleborg 2017). Bredforsen is located in a braided part of the river with multiple channels, and the majority of the flow is led to the Söderfors power plant, with the flow in the Bredforsen area only reaching 5 m³/s at other times (Sparrevik 2011). This reduces the main branch of the river into several parallel channels, creating multiple islands and extensive floodplain areas on the shores (Länsstyrelsen Dalarna 2018). Despite that, Bredforsen is included in the Natura 2000 network. Since passing the 2019 legislation regarding hydropower plant licenses, the Söderfors plant has to adjust its flow to accommodate outlined environmental targets, especially since it is directly affecting a Natura 2000 area (Swedish Agency for Marine and Water Management 2019). Areas closer to the Dal River experience extensive spring flooding each year, limiting the growth of woody plants in the immediate riparian zone, whose vegetation consists of grasses and herbs. Due to flooding, a significant amount of nutrients are accumulated each year, leading to an exceptionally fertile land (Elveland 1983).

2.2 Data collection

Data were collected in the area of Bredforsen. Three locations were chosen: Norra Kvarnön (17°12'59"E 60°24'49"N), Lågbo (17°12'52"E 60°25'19"N), and Harbyvallen (17°13'49"E 60°25'32"N) (Fig. 1). The species composition of vascular plants was investigated using line transect sampling in summer of 2022. Plots of 0.25 m² within transects were established from the lowest point of the surface of water. The number of plots within transects ranged between 10 and 15 and were established with roughly 20 centimeters of height between each plot. The presence of plant species were then recorded and entered into a presence/absence matrix. The percentage of vegetation cover of each plot was also measured. Additionally, soil characteristics were measured by rough classification of plot area percentage representation of soil type based on grain size from finest to coarsest: mud, silt, sand, stone, rock.

Abiotic data was provided by Vattenfall AB and Norconsult AB. Dataloggers recorded water levels with 5-minute intervals during the vegetative season of 2021, between the dates of 12/04/2021 to 26/11/2021. Some locations (Harbyvallen, and Lågbo) did not have a corresponding datalogger in their proximity, and thus, the datalogger closest to a given location was used.

2.3 Data handling

To visualize hydrological niches as probability curves, the number of plots in which individual species appeared were counted and sorted into intervals. After that, a binomial distribution probability function in Python 3.11.3, which was visualized using the packages “NumPy” version 1.24.2 (Harris et al. 2020), “Pandas” version 2.0.0 (Mckinney et al. 2010), “SciPy” version 1.10.1 (Virtanen et al. 2020), and Plotly version 5.14.1 (Plotly Technologies Inc. 2015). Altitude was chosen as an explanatory variable due to linear increments of studied plots due to nonlinearity of flooding duration data. Due to a high number of species, only those that were found at least 5 times in a location, and those that were included in the list of “typical and characteristic” plants of northern alluvial boreal meadows in the EU guidance document Svämängar (Naturvårdsverket 2011). Additionally, *Salix cinerea* was added to the plot as a species that is prone to overgrowing alluvial meadows in the lower Dalälven

R version 4.2.2 (R Core Team 2022) was used to perform statistical analyses. Quadratic and linear regressions were conducted to examine the effect of flooding duration, flooding frequency (i.e., the number of times water level crossed the altitude of a plot), and altitude on species richness, proportion of woody plants (referred to simply as “woodiness”), and vegetation cover. Same regressions were run on data collected from the Vindel River and compared. To compare the regulated Dal River with the unregulated Vindel River, species richness, proportion of woody plants, and flooding times were plotted against altitude relative to the closest datalogger. To visualize regressions, the packages “tidyverse” version 2.0.0 (Wickham et al. 2019) and “patchwork” 1.1.2 (Pedersen 2022) were used. Detrended component analysis was performed to identify underlying patterns and similarities of plant communities, using the package “vegan” 2.6.4 (Oksanen et al. 2022).

For the assessment of grain size and its effect on response variables, Wentworth index was calculated based on Wentworth (1922).

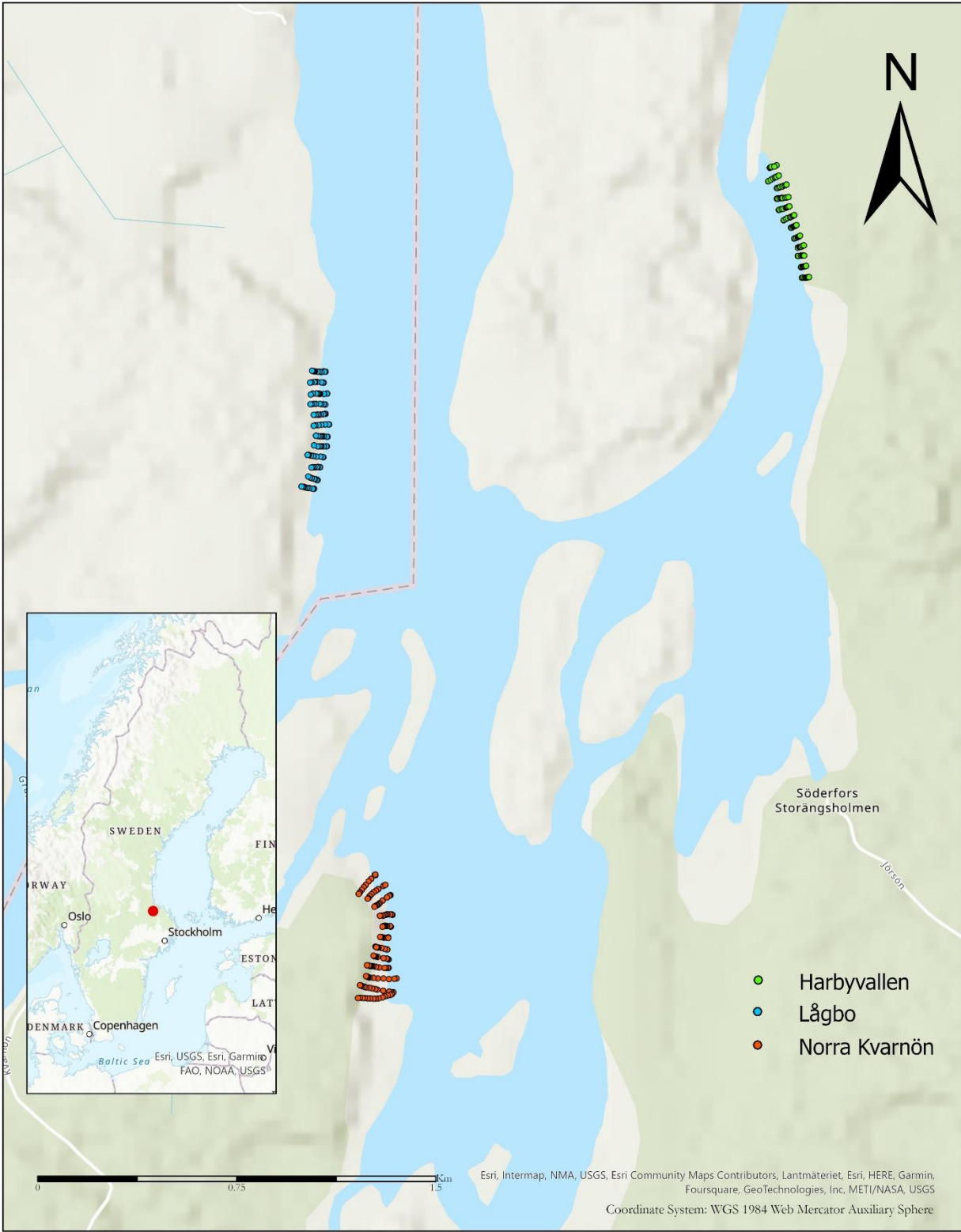


Figure 1: Map of the location of Bredforsen. Points within map show transects used.

3. Results

3.1 General results

Overall, a total number of 139 plant species were identified across the three locations. At Lågbo, 104 species were recorded, while Norra Kvarnön contained 98 species and Harbyvallen 86. Among the species, certain patterns emerged in terms of frequency and distribution. Across all three locations, *Calamagrostis canescens* was the most frequently found species, with only *Equisetum fluviatile* being barely more abundant at Norra Kvarnön. Both of these are also the most represented grass species. The most abundant tree across all locations was *Populus tremula*, shrub *Salix repens*, herb *Lysimachia thyrsiflora* (Norra Kvarnön and Lågbo) and *Ranunculus repens* (Harbyvallen).

Additionally, it was observed that the composition of plant groups varied across locations. Norra Kvarnön had the largest proportion of woody plants with 30 species, and Lågbo and Harbyvallen had 17 and 14, respectively. Herbs and grasses were generally equal in terms of species abundance across all locations, with herbs being only slightly more represented in terms of species, and grasses in terms of abundance, with the exception of Lågbo, which had slightly higher abundance of herbs.

3.2 Relationships between vegetation characteristics and abiotic factors

Regression results mostly showed a significant relationship ($p < 0.05$) between predictor (flooding time, flooding frequency, and altitude) and response variables (species richness, woody plant proportion, and vegetation cover). However, most regressions also had a very low R^2 value, indicating that the predictor variables only accounted for a small percentage of the total variability. R^2 values of all abiotic factors (altitude, flooding frequency, flooding duration) averaged at 0.07, with varying increases and decreases based on location.

Altitude (Fig. 2) showed a significant effect on species richness in Lågbo, proportion of woody plants in all sites, and plant cover in Lågbo, with the species richness in Lågbo having a R^2 of 0.15, and woody plant proportions in Norra Kvarnön and Lågbo 0.20 and 0.19 respectively. Flooding frequency (Fig. 3) was less consistent, showing significance for the species richness of Norra Kvarnön and Lågbo, woody plant proportion in Harbyvallen, and vegetation cover in Lågbo and Harbyvallen. Flooding time (Fig. 4) showed significance for all locations and response variables, except for the effect on vegetation cover at Lågbo. The p-value was nevertheless close to showing significance ($p = 0.052$). R^2 value reached over 0.1 in the cases of species richness at Harbyvallen and Lågbo and in the case of vegetation cover at Lågbo. The R^2 value was generally very low, with the exception of the effect of flooding frequency on vegetation cover at Lågbo, which reached 0.26.

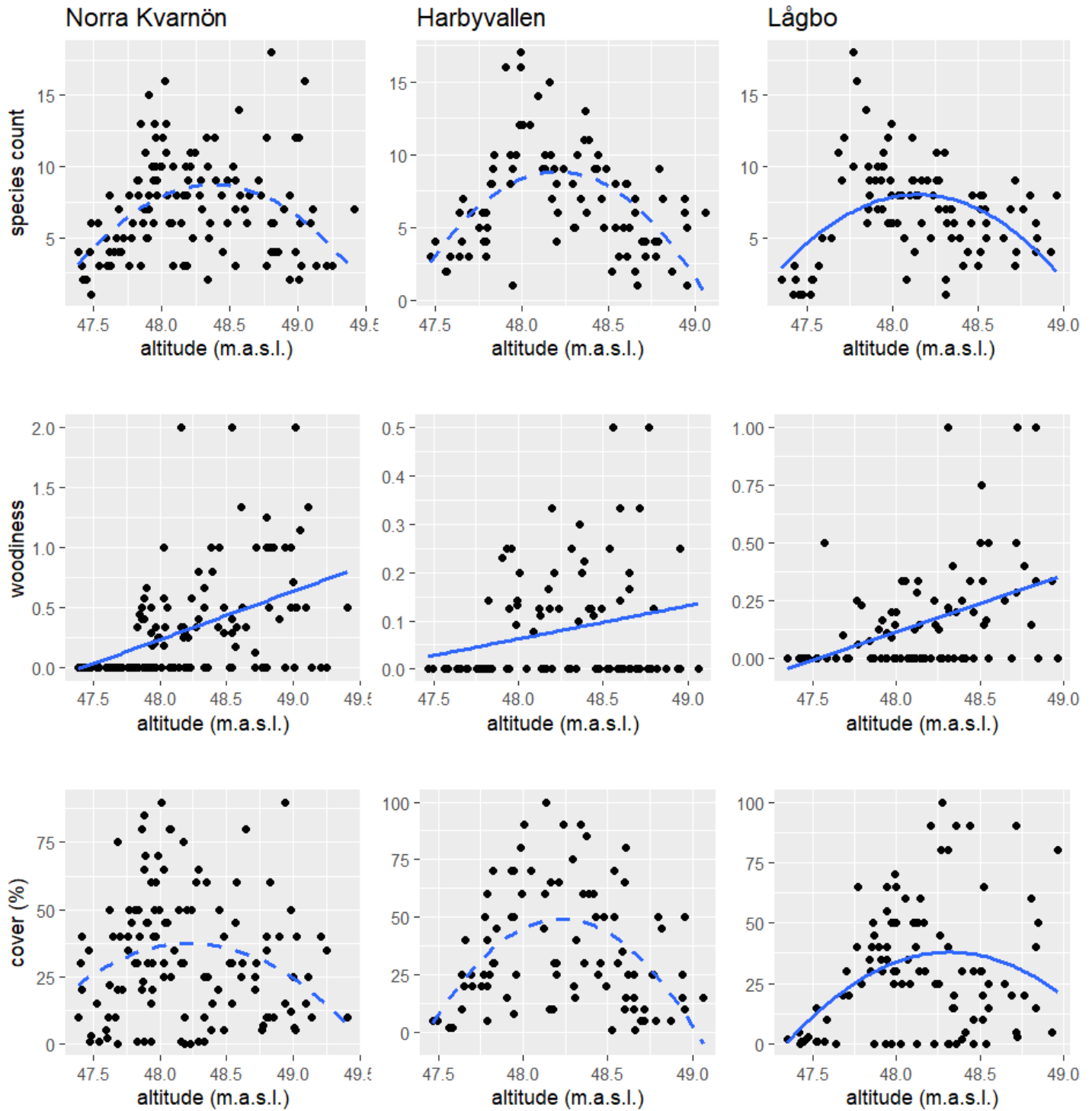


Figure 2: Plots showing relationships between altitudes and species richness in terms of number of species recorded per plot, proportion of woody plants (trees and shrubs) to non-woody plants (herbs and grasses), and vegetation cover in all the studied locations. Full lines represent regression showing statistical significance ($p < 0.05$), dashed lines represent statistical insignificance ($p > 0.05$).

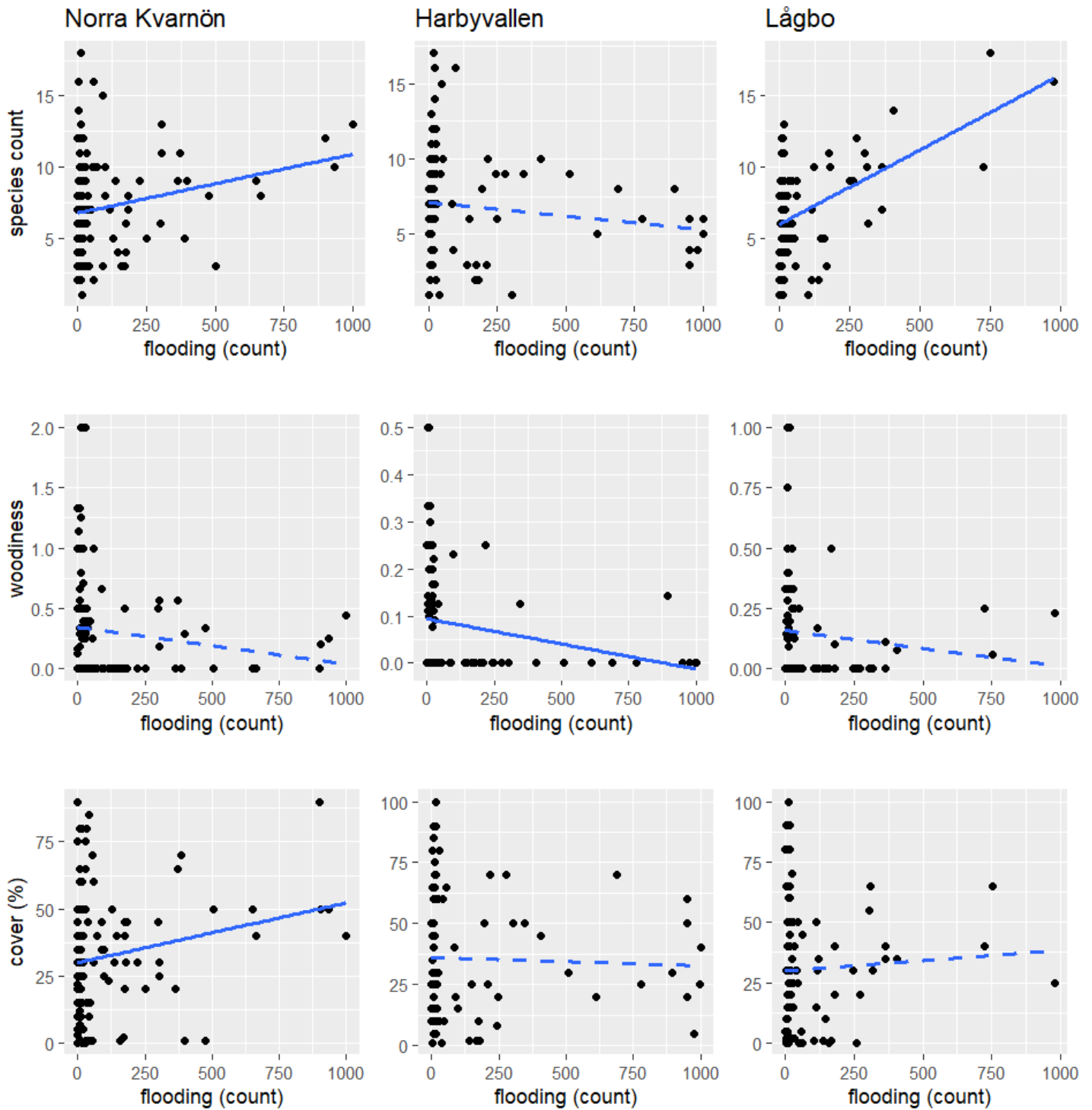


Figure 3: Plots showing relationships between flooding frequency expressed as flooding count (i.e., the number of times the water level crossed the altitude of a plot throughout the vegetative season of 2021) and species richness in all the studied locations. Full lines represent regression showing statistical significance ($p < 0.05$), dashed lines represent statistical insignificance ($p > 0.05$)

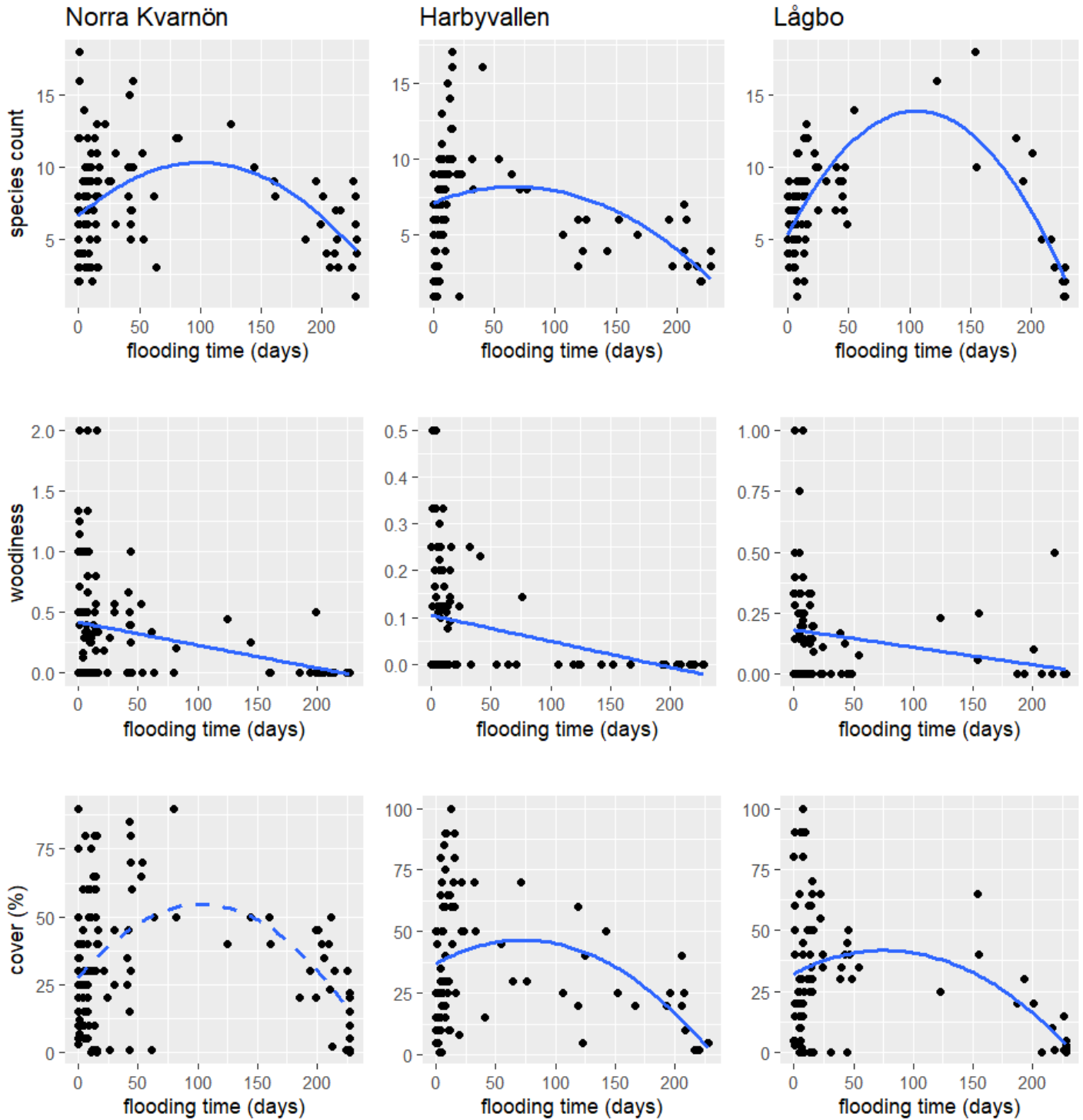


Figure 4: Plots showing relationships between flooding duration (in days during which the water level was at or above the plot altitude throughout the vegetative season of 2021) and species richness in all the studied locations. Full lines represent regression showing statistical significance ($p < 0.05$), dashed lines represent statistical insignificance ($p > 0.05$)

3.2 Analysis of species composition and environmental factors

To examine the species composition and its correlation with various environmental factors, a detrended correspondence analysis was performed. The plots of the detrended correspondence analysis (DCA) are shown in figures 5, 6, and 7 for the locations of Norra Kvarnön, Lågbo, and Harbyvallen respectively. The scales show mean standard deviation (SD) of species turnover. In essence, they show the degree of similarity and variability of species composition across environmental factors. Therefore, the probability that species will be found in similar environmental conditions is higher the closer the species appear on the plot.

The length of the first axes in all locations was higher than 3 SD, meaning that an unconstrained ordination was appropriate to use in this case (Šmilauer and Lepš 2014). Eigenvalues for DCA generally go unreported due to detrending and rescaling that occurs as a part of the analysis (Holland 2019). The results for studied species are ambiguous. The plots for each location show significant differences in plant variability and clustering by vegetation type across all studied areas. While at individual locations some patterns can be discerned (e.g. increased presence of shrubs at Norra Kvarnön with altitude), any overarching patterns valid for all three locations are either vague or absent.

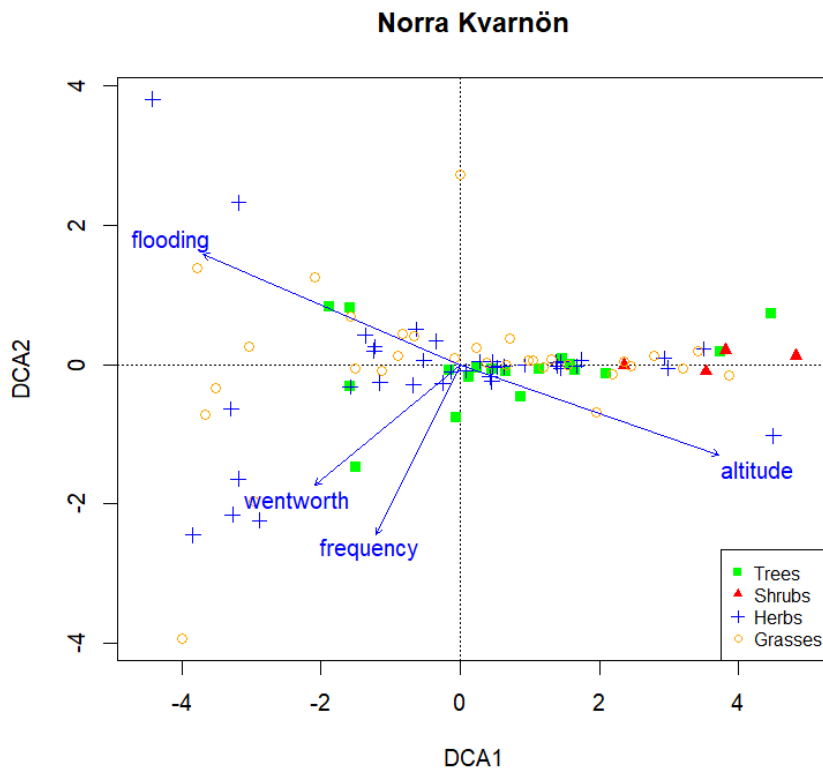


Figure 5: Norra Kvarnön DCA plot with environmental vector arrows - each vector (arrow) indicates both the magnitude and direction of the association between the corresponding environmental variable and the composition of the communities. Altitude represents the altitude of the plot, frequency the number of times the plot has been flooded, flooding the total duration of flooding, and wentworth represents the index describing grain size and soil type, with lower values indicating finer substrate.

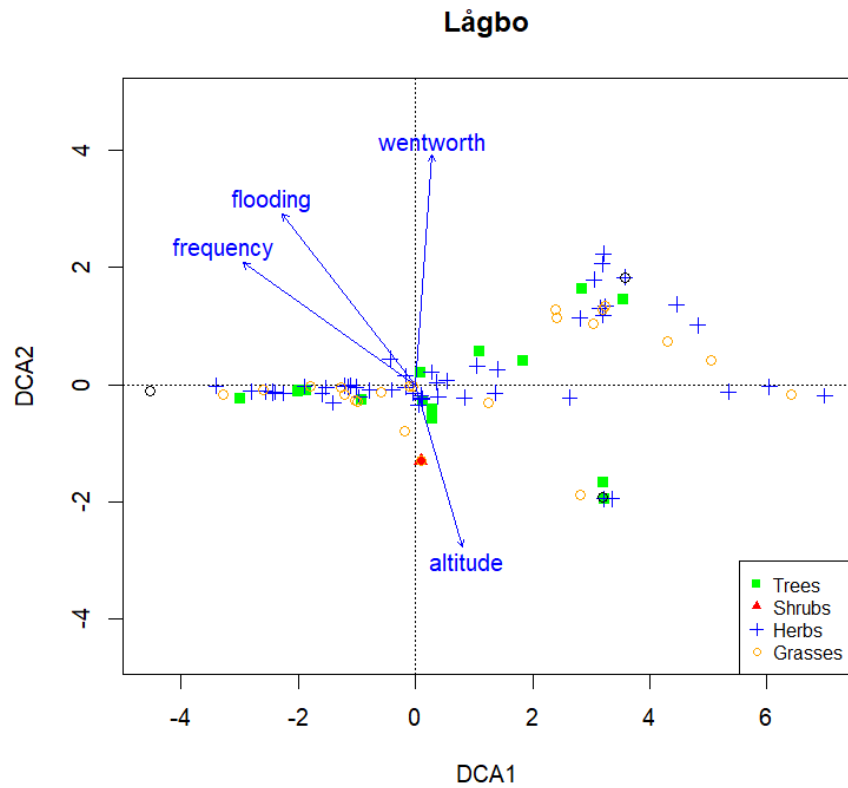


Figure 6: Lågbo DCA plot with environmental vector arrows - each vector (arrow) indicates both the magnitude and direction of the association between the corresponding environmental variable and the composition of the communities. Altitude represents the altitude of the plot, frequency the number of times the plot has been flooded, flooding the total duration of flooding, and wentworth represents the index describing grain size and soil type, with lower values indicating finer substrate.

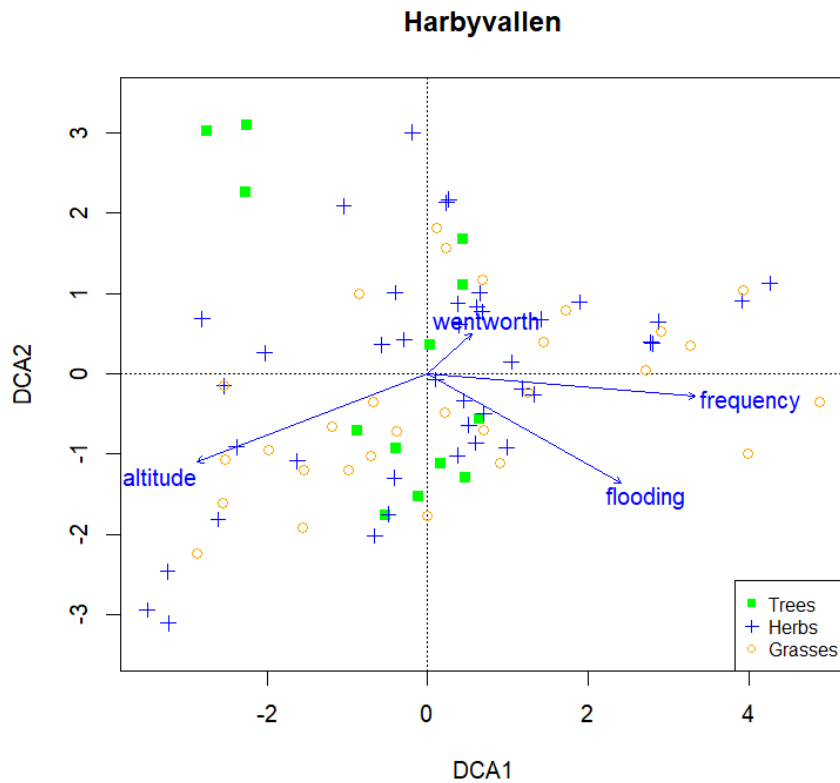


Figure 7: Harbyvallen DCA plot with environmental vector arrows - each vector (arrow) indicates both the magnitude and direction of the association between the corresponding environmental variable and the composition of the communities. Altitude represents the altitude of the plot, frequency the number of times the plot has been flooded, flooding the total duration of flooding, and wentworth represents the index describing grain size and soil type, with lower values indicating finer substrate.

3.3 Establishment of hydrological niche

Probability curves were calculated and presented in an interactive Plotly graph available as .html files (supplementary material).

Norra Kvarnön seems to have the most species that are considered typical for northern alluvial boreal meadows. Selected species already show the differentiation of various species into different groups, most likely related to the zonation of riparian vegetation (Fig. 8). Lågbo's selected species probability curves do not seem to show any specific patterns (Fig. 9). Selected species for Harbyvallen show the wide range of altitudes of the most common alluvial meadow species (Fig. 10). Interestingly, while likely zonation patterns are more apparent in plots with more curves (Figs 11, 13), Lågbo does not show any patterns at all (Fig. 12).

Probable selected species distribution: Norra Kvarnön

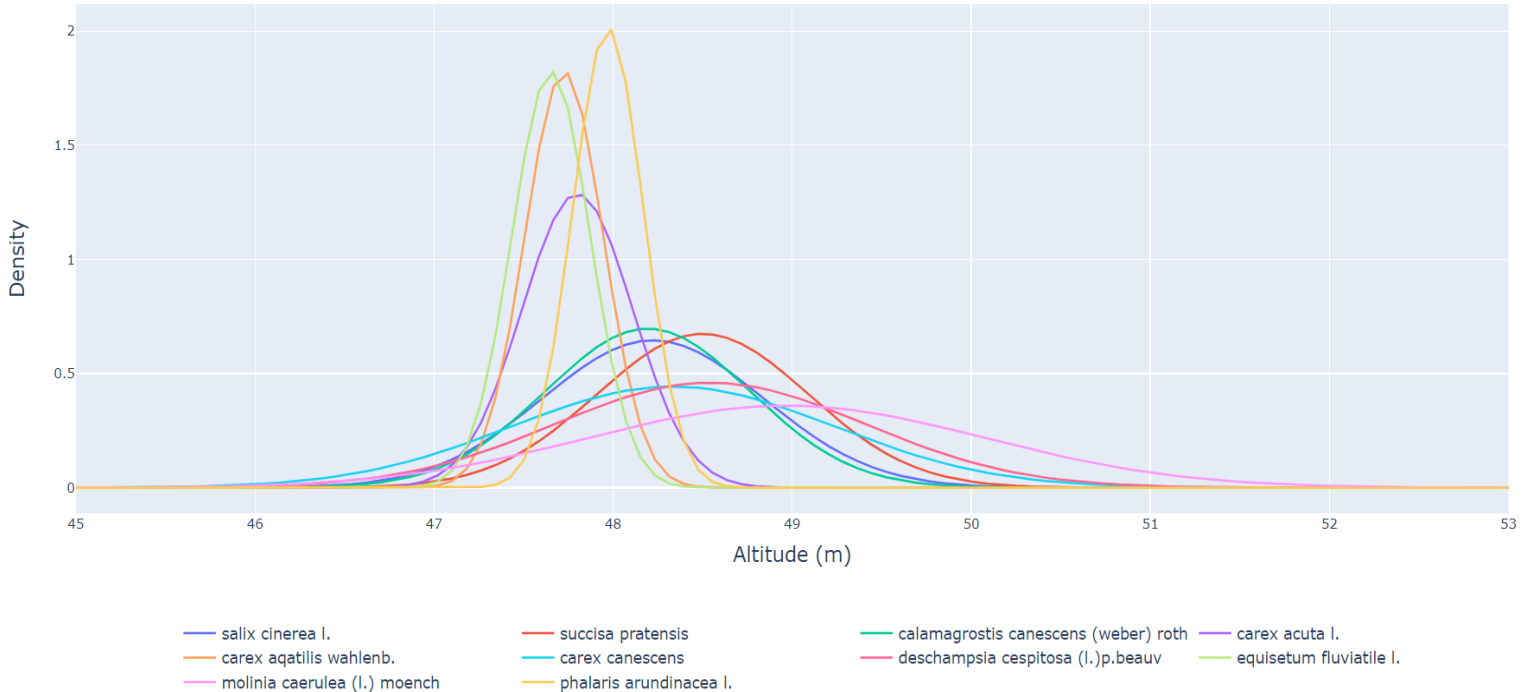


Figure 8: Norra Kvarnön probability curves for species of importance. Curves show binomial distribution with the peak showing the most probable occurrence of a species in terms of altitude above sea level (m).

Probable selected species distribution: Lågbo

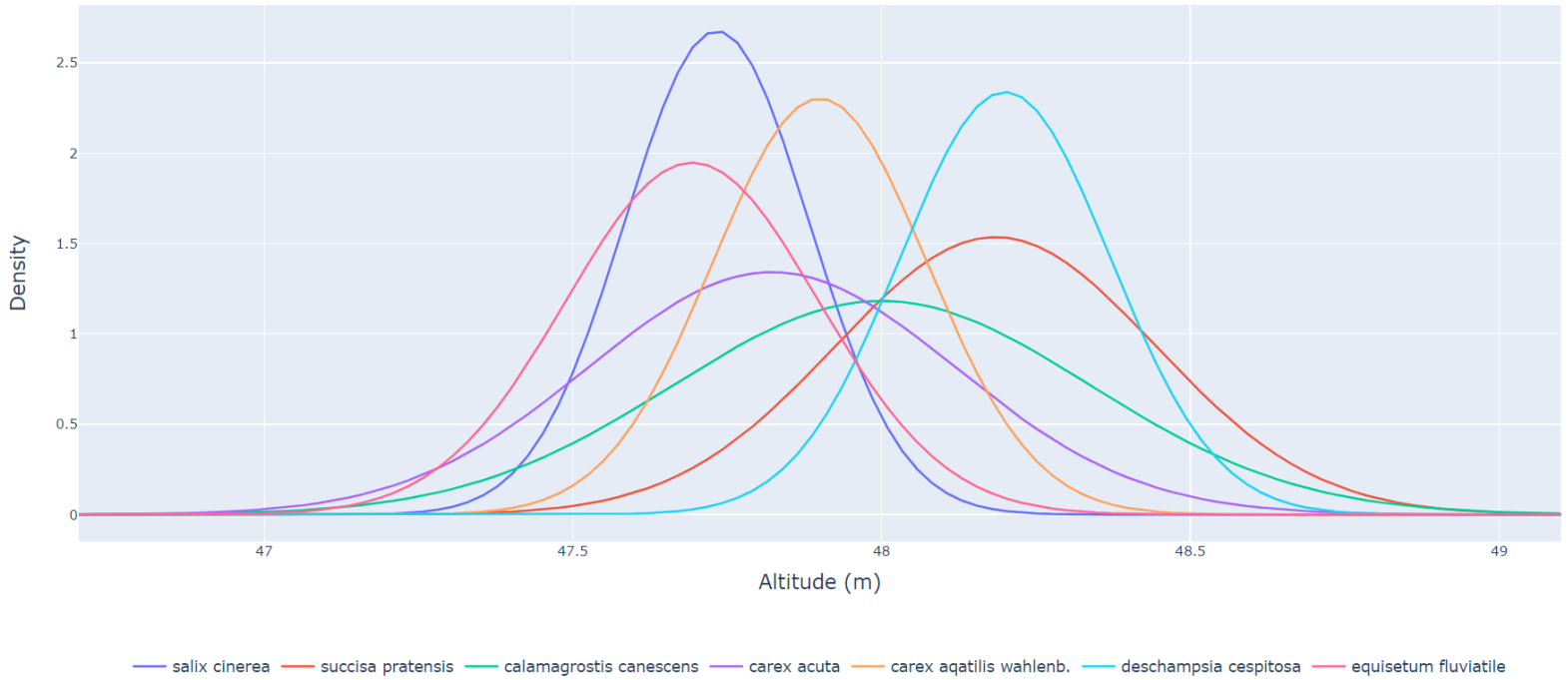


Figure 9: Lågbo probability curves for species of importance. Curves show binomial distribution with the peak showing the most probable occurrence of a species in terms of altitude above sea level (m).

Probable selected species distribution: Harbyvallen

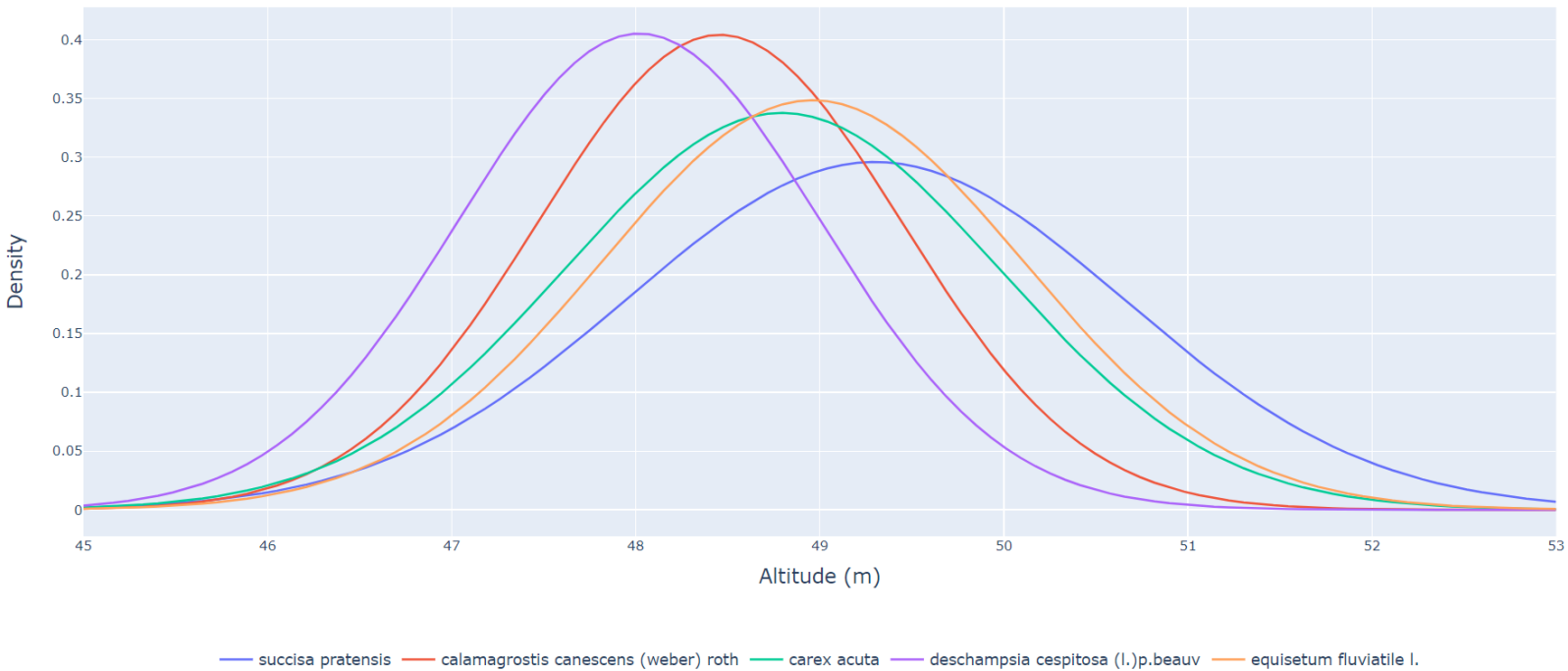


Figure 10: Lågbo probability curves for species of importance. Curves show binomial distribution with the peak showing the most probable occurrence of a species in terms of altitude above sea level (m).

All species probable distribution: Norra Kvarnön

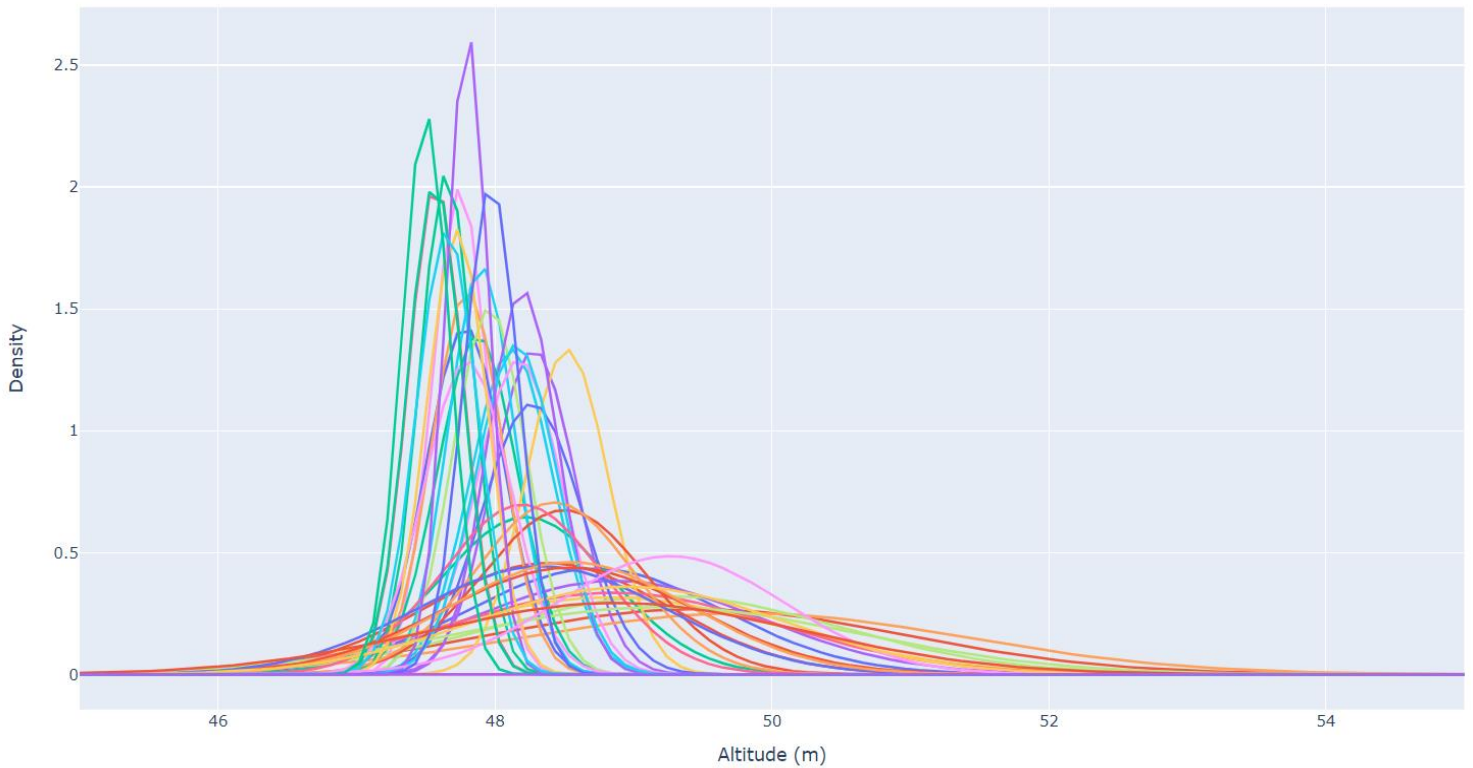


Figure 11: All Norra Kvarnön species with an occurrence of at least 5 samples. Labels are not included due to sheer size number of species included. Curves show binomial distribution with the peak showing the most probable occurrence of a species in terms of altitude above sea level (m).

All species probable distribution: Lågbo

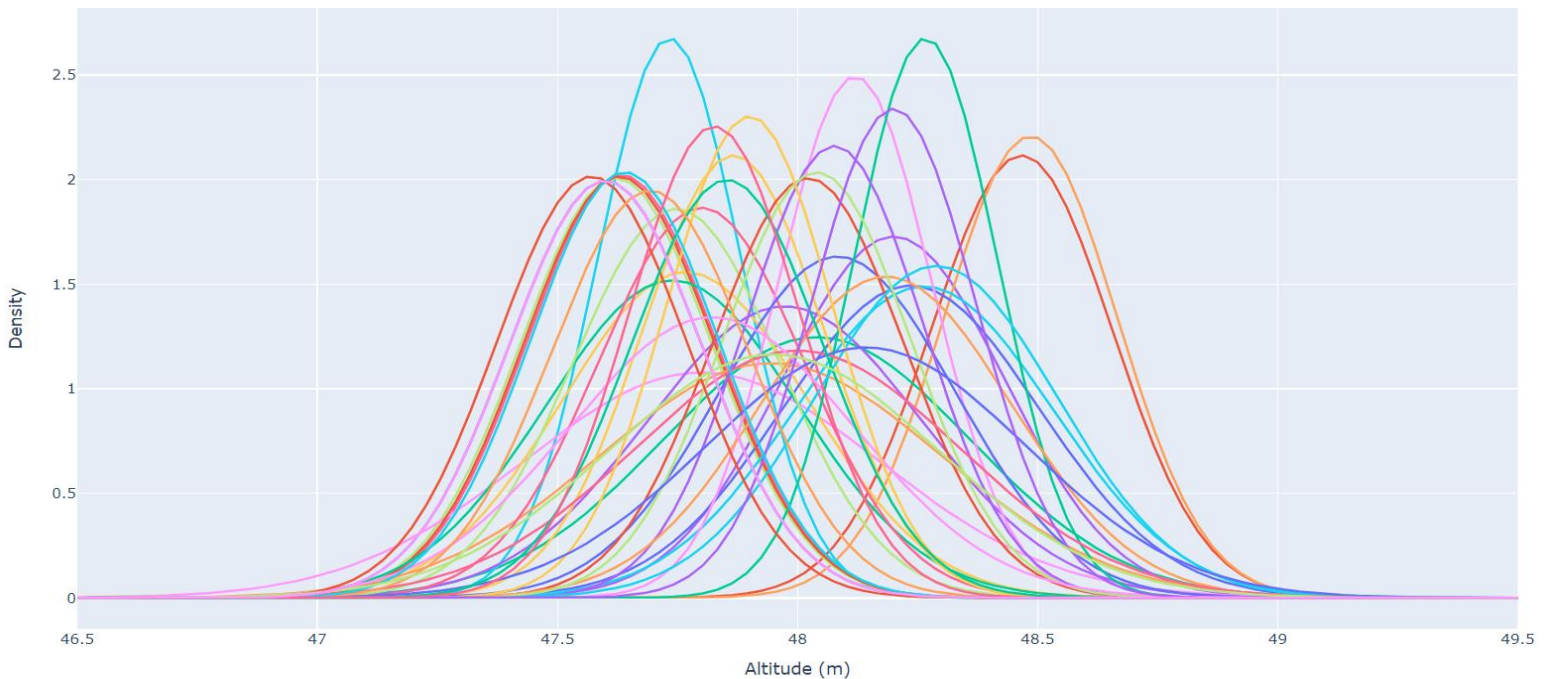


Figure 12: All Lågbo species with an occurrence of at least 5 samples. Labels are not included due to sheer size number of species included. Curves show binomial distribution with the peak showing the most probable occurrence of a species in terms of altitude above sea level (m).

All species probable distribution: Harbyvallen

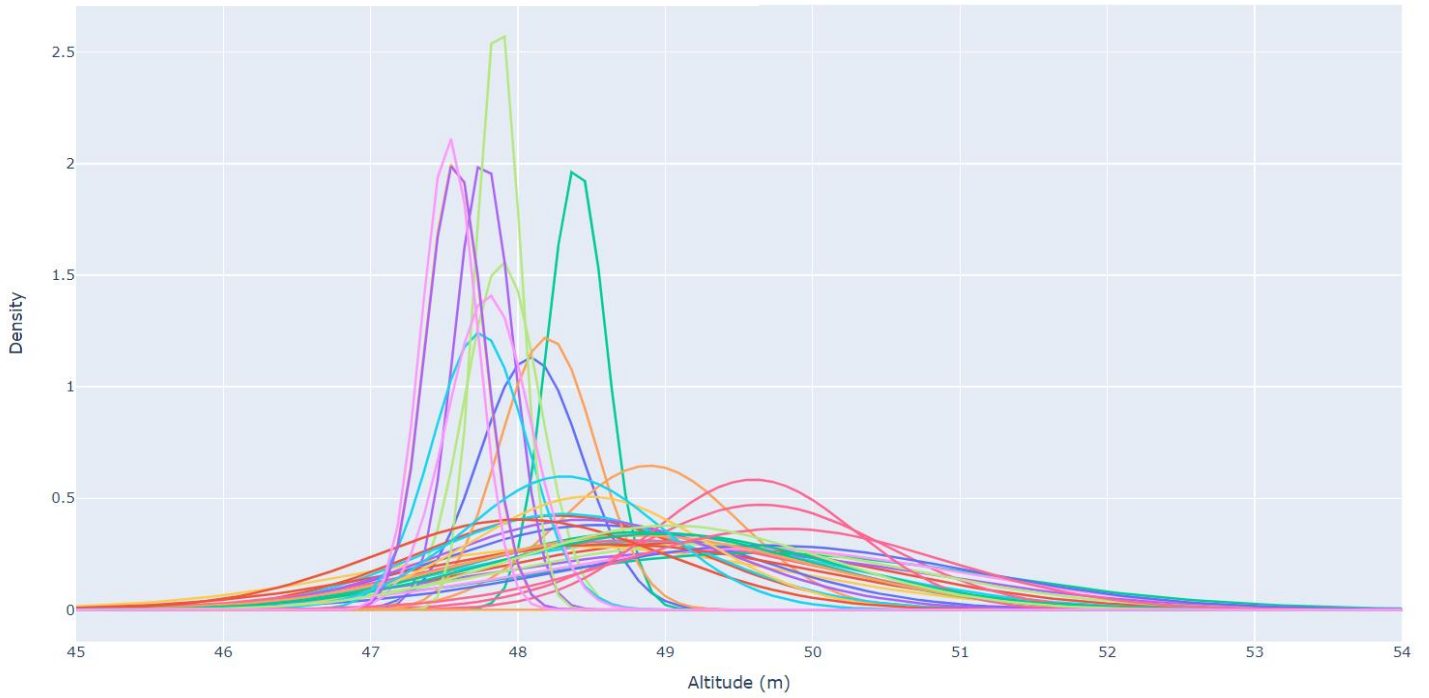


Figure 13: All Harbyvallen species with an occurrence of at least 5 samples. Labels are not included due to sheer size number of species included. Curves show binomial distribution with the peak showing the most probable occurrence of a species in terms of altitude above sea level (m).

3.4 Comparison between regulated and unregulated rivers

The difference between the two rivers is significant (Fig. 14). The species richness is dramatically higher at almost all levels of altitude, except for the lowest ones, the proportion of woody plants is also significantly lower at almost all altitude levels, and the flooding time is increased at almost all altitudes.

Vindel and Dal River comparison

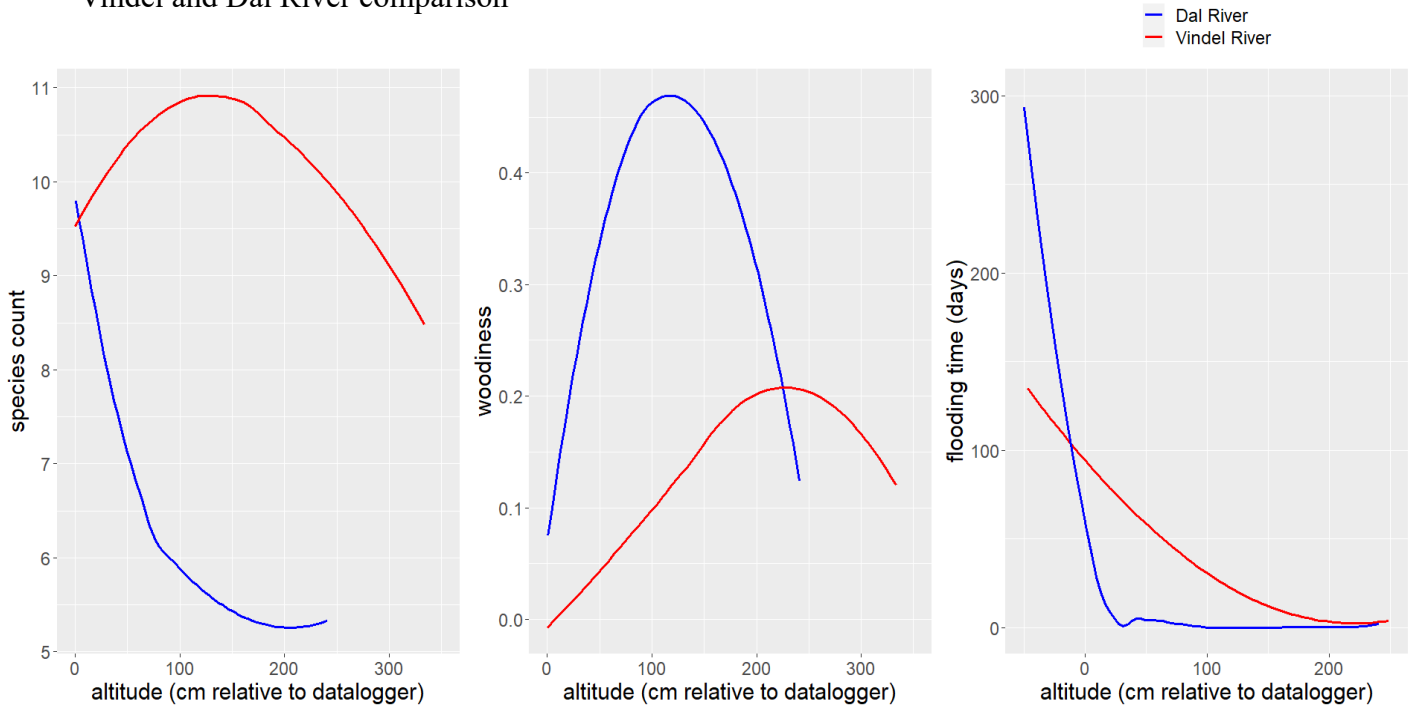


Fig. 14: Smooth line plots comparing the species richness, proportion of woody plants, and flooding time between Dal River and Vindel River. Only altitude data relative to dataloggers was available, actual altitude is not known.

4. Discussion

4.1 General results

This work aimed at showing the relationship between abiotic explanatory variables of flooding duration, flooding frequency, and altitude on species richness, plant cover, and the proportion of woody plants in alluvial meadows. The first hypothesis – the species richness will be highest in medium altitude plots and the proportion of woody plants and vegetation cover will increase with altitude – was partially confirmed. While proportion of woody plants always correlated positively with altitude, species richness and vegetation cover only showed significance in one location each, although an expected trend was visible. The second hypothesis - species richness and proportion of woody plants will increase with flooding frequency, while vegetation cover will decrease with flooding frequency – was also only partially confirmed. The effect of flooding frequency on species was only found in two locations, proportion of woody plants, while showing expected trends across all locations, only showed significance in one location, and vegetation cover showed weak effect in all locations. Third hypothesis - species richness will increase with flooding duration, proportion of woody plants and vegetation cover will decrease with flooding duration – was confirmed, with only one result (the effect on vegetation cover at Norra Kvarnön) not showing significance. Overall, the relationships were shown to be significant in at least one location for each investigated relationship, even if the variability explained was very low in most cases, with the mean R^2 value being ~7%.

Low variability explained seems to imply that flooding is not the sole determining factor, especially not in an area where flooding barely occurs. Nevertheless, while many other determinants likely influence the vegetation characteristics of alluvial meadows, flooding, and lack thereof, belong to one of the key factors as shown by the high degree of statistically significant relationships. As mentioned in introduction, other abiotic factors that were not investigated may influence various vegetation characteristics like the intensity of freezing, presence and intensity of groundwater discharge, or various soil characteristics like moisture, nitrogen availability, and pH (Gould and Walker 1999, Jansson, Nilsson and Dynesius 2000, Jansson et al. 2007a, Kuglerová et al. 2014).

Altitude generally showed relationships that were in accordance with stated hypotheses. While not significant, the highest numbers of plots for species richness did appear in medium altitude plots. The proportion of woody plants steadily increased with altitude, which correlates positively with flooding events that preclude the growth of local tree species. Cover was expected to increase with altitude due to reduced effect of flooding disturbance, but the fact that there appears to be very little relationship should not be too surprising as there are many factors that can influence vegetation cover, from soil type to potential allelopathic interactions of perennial plants (Francis 2006, Kuglerová et al. 2014). Alternatively, the weak relationship between vegetation cover and altitude may be explained by an increased presence of a few productive species that can rapidly increase their coverage (Sarneel et al. 2019).

Flooding time was positively correlated with species richness, which confirms the first hypothesis. The decrease of proportion of woody plants was expected due to negative correlation between flooding time and altitude. An interesting point is the effect of flooding duration on vegetation

cover, which seems to only increase up to a point, and then decreases. This is consistent among all three locations. Therefore, the effect of grazing or any human activity is likely not to be the determining factor for vegetation cover, since Norra Kvarnön appears untouched, while the other two locations are grazed. Therefore, this unexpected relationship could be ascribed to unmeasured differences in soil characteristics instead (Gould and Walker 1999, Jansson et al. 2007a, Kuglerová et al. 2014). However, some degree of these differences would have to be present across a majority of the transects and all three locations, which is improbable. It is more likely that this is caused by the increased presence of trees, as shown by the increasing proportion of woody plants with altitude.

Flooding frequency does not appear to be as positively correlated with species richness as flooding duration. Further, it appears to differ greatly between locations - from weakly to strongly positive relationships, to Harbyvallen showing a slight decline in species richness. One possible explanation is the inclusion of outliers - since only a very few plots experienced inundation repeated in order of several hundreds to even a thousand times over the duration of an entire vegetative season, it could be stochastically determined that the species richness of frequently inundated is different from vast majority of other plots. However, omission of such plots would deprive this study of a potentially important insight into the extent a very frequent disturbance has on species richness. The R^2 of flooding frequency was particularly low, implying that it is not a particularly important environmental factor – except for Lågbo's species richness.

Overall, it appears that studied locations were affected differently by different abiotic factors. Even significant results were rarely consistent between the locations. This indicates that despite all three locations being within a few kilometers from each other, there are other significant variables that were not accounted for, like the effects of grazing and differing soil characteristics (Gould and Walker 1999, Jansson et al. 2007a, Kuglerová et al. 2014, Herrero-Jáuregui and Oesterheld 2018).

4.2 Species distribution

The created probability curves point at another set of differences between the locations. Lågbo has a fairly uniform distribution of all plants with a fairly narrow distribution of most of its plant species. In contrast, Harbyvallen and Norra Kvarnön show two major groups of plants – one with a narrow distribution with high abundance of some species and another with a wide distribution of lower abundance. The former is mostly composed of grasses, followed by herbs, and other species. The latter is mostly comprised of herbal species and trees. The contrast between Lågbo, and Harbyvallen and Norra Kvarnön points at another set of underlying environmental factors determining the species distribution and that cannot be explained by the presence of grazers, since there are none at Norra Kvarnön.

Intensity of grazing could be a factor, however. Intermediate intensity of grazing by large herbivores, in line with intermediate disturbance hypothesis, is known to increase the plant species richness (Milchunas, Sala & Lauenroth 1988). Lågbo has been reported to be grazed in recent years, though not immediately at the time of data collection (Länsstyrelsen Gävleborg 2017), unlike Harbyvallen which experienced intensive grazing. This intermediate-intensity grazing could explain the increased species richness compared to the other two sites (Herrero-Jáuregui and Oesterheld 2018).

The separation of some of the species in Harbyvallen and Norra Kvarnön into groups could be interpreted, to some extent, as vertical zonation. The separation is not very well defined in these locations due to the low extent of flooding, but it does appear that the narrower, more abundant species at lower altitudes do represent some of the natural amphibious and graminoid zones, whereas the other group represents riparian forest and willow shrub zones (Ström et al. 2011). Ström et al. (2011) also predicted that the amphibious zone might be the only one which will increase in species diversity, which is at least partially in line with the probability curves of Harbyvallen and Norra Kvarnön, where the most species diverse zones seem to be the lowest ones. It is noteworthy that there is no such zonation in Lågbo, and it is questionable whether it is reflective of a worse or better state compared to Harbyvallen and Norra Kvarnön. While Lågbo does have an increased number of species overall, it does appear to deviate more significantly from typical vegetation zonation of unregulated rivers, which is perceived as a desirable trait in river restoration (Helfield et al. 2011, Ström et al. 2011).

Lågbo also appears to be different from the other two in the distribution of its species in its DCA plot. The narrower distribution of the species seen in probability curves is congruent with the distinctive pattern of the species distribution within the DCA plot. Confusingly, there appears to be little correlation between plotted environmental vectors and the species distribution itself, implying an unstudied dominant factor that shapes the community, like the aforementioned varying soil characteristics or grazing pressure (Milchunas, Sala & Lauenroth 1988, Gould and Walker 1999, Jansson et al. 2007a, Kuglerová et al. 2014).

In contrast, Harbyvallen and Norra Kvarnön DCA plots have some recognizable patterns. Woody plants (i.e., trees and shrubs) generally do not seem to correlate with flooding frequency or duration, which is corroborated by probability curves. Conversely, herbs and grasses appear to have a higher number of ecological niches they can occupy, resulting in an increased spread across all plots. However, expected environmental patterns could be observed from environmental vectors, such as negative correlation between altitude and all other environmental factors and the correlation between flooding and frequency.

4.2.1 Management of *Salix cinerea*

The presence of *Salix cinerea* in alluvial meadows is particularly problematic (Klimkowska et al. 2010). This a fast-growing shrub species is known to expand into abandoned floodplains. Without grazing or mowing, it tends to outgrow and outcompete other species, reducing the community biodiversity and becoming dominant. Species-rich areas like alluvial meadows are therefore especially threatened by this species. It is reported to be resistant to frequent disturbance like flooding and grazing and the most effective method of reducing its presence is the usage of aggressive herbicides and annual mowing (Klimkowska et al. 2010). Grazing was also shown to prevent the overgrowth of woody plants experimentally, although mowing was found to be more efficient (Hansson and Fogelfors 2000).

Management methods used in Bredforsen are mostly limited to grazing. The presence of *Salix cinerea* was recorded at Norra Kvarnön and Lågbo. Little to no management (i.e., grazing or mowing) appears to take place at Norra Kvarnön, and therefore the presence of *S. cinerea* is not surprising. A significantly lower amount was also found at Lågbo, which was reported to be used

for grazing in a report by Länsstyrelsen Gävleborg (2017). This can be seen as a corroboration to Klimkovska et al. (2010), i.e. that grazing itself is not an effective method of reducing *S. cinerea* presence. It should be noted that the Länsstyrelsen Gävleborg (2017) report is several years old and the presence of *S. cinerea* was minor. Harbyvallen, which experienced most intense grazing, had no recorded *S. cinerea*. Therefore, the results show that there appears to be a negative correlation between grazing and the presence of *S. cinerea*.

Seasonal flooding could be another management method used to curb the spread of *S. cinerea*. The species appears to be quite tolerant of flooding, showing the ability to restart growth even after weeks of complete submersion (Good et al. 1992). However, it appears that longer floods of multiple months may lead to an increased mortality of some flood-tolerant *Salix* species (Quintana-Ascencio et al. 2013). Increasing the water flow to achieve a more natural flow regime would facilitate the occurrence of seasonal flooding events that could serve as an additional disturbance.

4.3 Future adjustments for water flow regimes

It is apparent from both theory and practice that higher flow rates would be desirable for the increased species richness and reduced woody plant encroachment. The average annual discharge of the Vindel River is 180 m³/s (Rivinoja 2012). It is not unrealistic for the lower Dal River to reach these flow rates as well. In light of the current renegotiation of hydroelectric power plants licenses, it would be appropriate to consider increasing the minimum flow from 5-15 m³/s (Sparrevik 2011).

In the context of evaluating potential adjustments to water flow, the utilization of advanced modeling tools such as HEC-RAS 2D (Hydrologic Engineering Center's-River Analysis System 2D) can provide valuable insights into the complex hydraulic and hydrodynamic processes within river systems. HEC-RAS 2D is a modeling software that allows for the simulation of two-dimensional flow behavior, including flood inundation mapping and flow velocity analysis. A map using the HEC-RAS 2D model (Fig. 15) shows the possible extent of flooding under different flow regimes. The model of flooding under different flow volumes (100/200/350/500/600 m³/s) was provided by Norconsult AB and visualized in ArcGIS Pro 3.1.0.

Utilizing this model, the extent of the adjustment of the flow can be easily visualized using the model to see the potential flooding over the whole area of Bredforsen (Fig. 15), as well as the individual studied locations within.

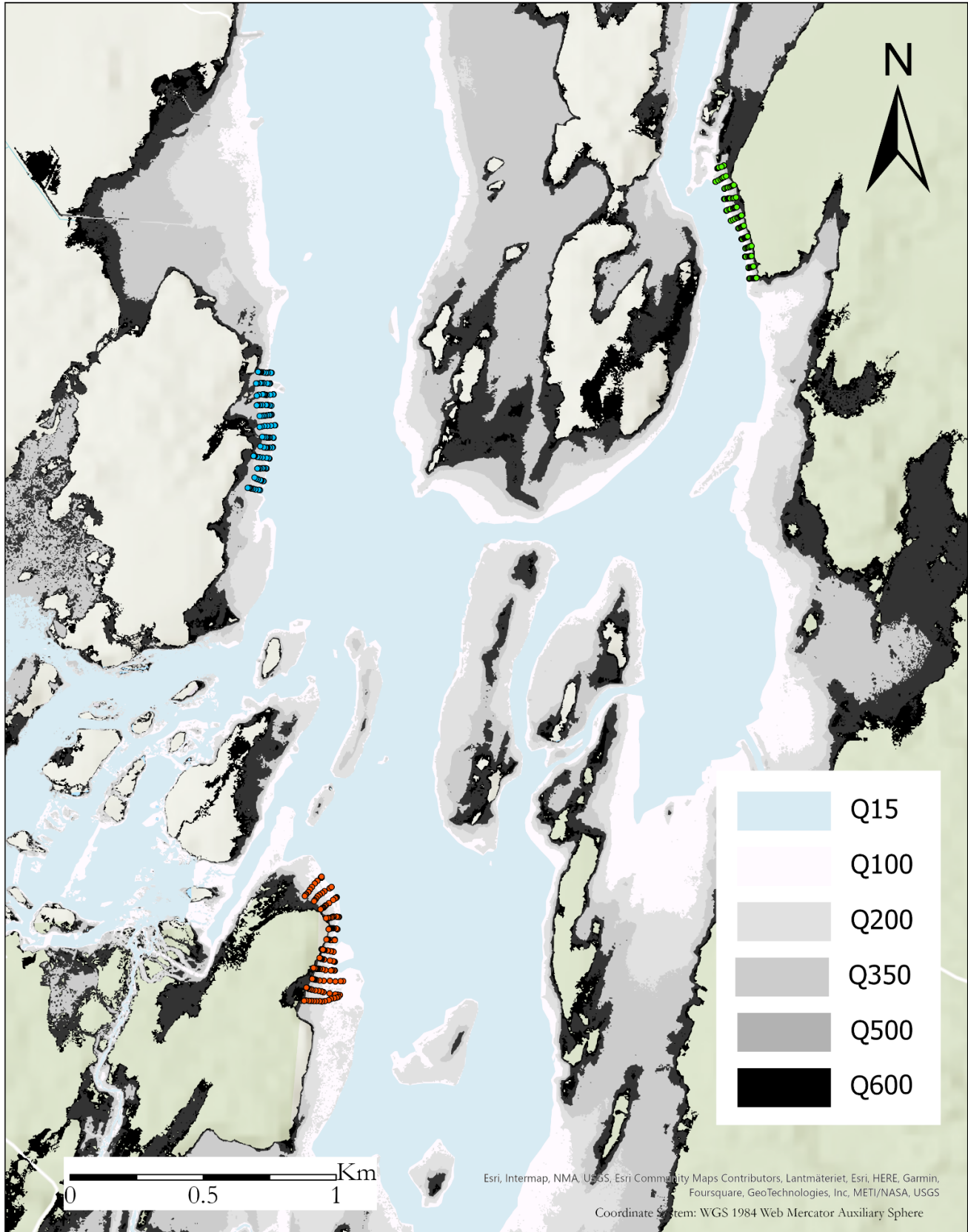


Figure 15: Entire Bredforsen visualization of HEC-RAS 2D model of water levels at different flow rates (Q represents flow rate in m^3/s).

4.4 Limitations

There were several factors that might have made some parts of this work imprecise. Datalogger data were only available for the year 2021, but the plant data were collected in 2022. Plant communities are unlikely to change significantly over the duration of a year unless some significant disturbance takes place. It is likely, however, that no significant event had happened that would change the plant species composition between the years, but it can be expected that the flooding extent and frequency did vary at least to some extent. Additionally, one of the locations, Harbyvallen, was located far away (over a kilometer) from any available dataloggers. While altitude data do not seem to differ significantly between the transect plots and the datalogger itself, some imprecision due to this fact is likely.

5. Conclusion

Flooding does appear to be a significant factor for the plant community in Bredforsen even though the flow is minimal. As is apparent from the comparison with Vindel River, an increased water flow through Bredforsen would likely result in much more favorable conditions that would prevent woody plant overgrowth. Restoration efforts and the implementation of environmental flows can help mitigate the negative effects of damming and promote the recovery of riparian biodiversity. Using the knowledge of optimal environmental conditions of individual species together with the knowledge of the extent of flooding under different water flows will aid in finding an optimal flooding regime that will stabilize currently disappearing alluvial meadows.

6. Acknowledgements

I would like to wholeheartedly thank my supervisor Birgitta Malm-Renöfält allowing me to work on an interesting project with potential real-life applications, for her patience, relaxed attitude, and even a good sense of humor. Additionally, I would like to thank Roland Jansson, who inspired me to study restoration ecology and who provided secondary support throughout my thesis work. Lastly, I would like to thank my friends and family who supported me both in person and from afar.

7. References

- Bendix, J., and Hupp, C. R. (2000). Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrological Processes*, 14(16-17), 2977–2990. doi:10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2977::aid-hyp130>3.0.co;2-4
- Blom, C. W. P. M., and Voesenek, L. A. C. J. (1996). Flooding: The survival strategies of plants. *Trends in Ecology and Evolution*, 11(7), 290–295. doi:10.1016/0169-5347(96)10034-3
- Bornette, G., and Large, A. R. G. (1995). Groundwater-surface water ecotones at the upstream part of confluences in former river channels. *Hydrobiologia*, 310(2), 123–137. doi:10.1007/bf00015531
- Bunn, S. E., and Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492–507. doi:10.1007/s00267-002-2737-0
- Crandall, R. M., Hayes, C. R., and Ackland, E. N. (2003). Application of the intermediate disturbance hypothesis to flooding. *Community Ecology*, 4(2), 225–232. doi:10.1556/comec.4.2003.2.9
- Dawson, T. E., and Ehleringer, J. R. (1991). Streamside trees that do not use stream water. *Nature*, 350(6316), 335–337. doi:10.1038/350335a0
- Deiller, A.-F., Walter, J.-M. N., and Trémolières, M. (2001). Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the Upper Rhine alluvial hardwood forest. *Regulated Rivers: Research and Management*, 17(4-5), 393–405. doi:10.1002/rrr.649
- Elder, J. F. (1985). Nitrogen and phosphorus speciation and flux in a large Florida River Wetland System. *Water Resources Research*, 21(5), 724–732. doi:10.1029/wr021i005p00724
- Elveland, J. (1983). Norrländska våtmarker – bevarande av ett gammalt kulturlandskap. Naturvårdsverket PM 1737, 56 pp.
- Engström, J., Jansson, R., Nilsson, C., and Weber, C. (2011). Effects of river ice on riparian vegetation. *Freshwater Biology*, 56(6), 1095–1105. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02553.x
- Eriksson, M. O. G. (2008). Management of Natura 2000 habitats. 6450 Northern Boreal alluvial meadows. European Commission. Retrieved from https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6450%20Northern_boreal_meadows.pdf
- European Commission. (2015). Ecological Flows in the Implementation of the WFD. CIS Guidance Document no. 31. Technical Report 2015-086. Brussels.
- Francis, R.A. (2006) ‘Allogenic and autogenic influences upon riparian vegetation dynamics’, *Area*, 38(4), pp. 453–464. doi:10.1111/j.1475-4762.2006.00706.x.

- Garssen, A. G., Baattrup-Pedersen, A., Riis, T., Raven, B. M., Hoffman, C. C., Verhoeven, J. T. A., and Soons, M. B. (2017). Effects of increased flooding on riparian vegetation: Field experiments simulating climate change along five European lowland streams. *Global Change Biology*, 23(8), 3052–3063. doi:10.1111/gcb.13687
- Garssen, A. G., Baattrup-Pedersen, A., Voeselek, L. A. C. J., Verhoeven, J. T. A., and Soons, M. B. (2015). Riparian plant community responses to increased flooding: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 21(8), 2881–2890. doi:10.1111/gcb.12921
- Gerard, M. E., El Kahloun, J., Rymen, J., Beauchard, O., and Meire, P. (2008). Importance of mowing and flood frequency in promoting species richness in restored floodplains. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1780-1789. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01584.x
- Giesler, R., M. Högberg, and P. Högberg. (1998). Soil chemistry and plants in Fennoscandian boreal forest as exemplified by a local gradient. *Ecology*, 79(1), 119-137.
- Gould, W. A., and Walker, M. D. (1999). Plant communities and landscape diversity along a Canadian Arctic river. *Journal of Vegetation Science*, 10(4), 537–548. <https://doi.org/10.2307/3237188>
- Greet, J., Webb, J. A., and Cousens, R. D. (2015). Floods reduce the prevalence of exotic plant species within the riparian zone: Evidence from natural floods. *Applied Vegetation Science*, 18(3), 503–512. doi:10.1111/avsc.12156
- Hammer, M., Balfors, B., Mörtberg, U., Petersson, M., and Quin, A. (2011). Governance of Water Resources in the Phase of Change: A Case Study of the Implementation of the EU Water Framework Directive in Sweden. *AMBIO*, 40(2), 210–220. doi:10.1007/s13280-010-0132-2
- Hansson, M., and Fogelfors, H. (2000). Management of a semi-natural grassland: Results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 11(1), 31–38. <https://doi.org/10.2307/3236772>
- Harris, C. R., Millman, K. J., van der Walt, S. J., et al. (2020). Array programming with NumPy. *Nature*, 585, 357–362. doi:10.1038/s41586-020-2649-2
- Helfield, J. M., Engström, J., Michel, J. T., Nilsson, C., & Jansson, R. (2011) Effects of river restoration on riparian biodiversity in secondary channels of the Pite River, Sweden, *Environmental Management*, 49(1), pp. 130–141. doi:10.1007/s00267-011-9773-6.
- Herrero-Jáuregui, C., and Oesterheld, M. (2018). Effects of grazing intensity on plant richness and diversity: a meta-analysis. *Oikos*, 127(6), 757–766. doi:10.1111/oik.04893.
- Holland, M. S. (2019). Detrended Component Analysis (DCA). Retrieved from: <https://strata.uga.edu/8370/handouts/dcaTutorial.pdf>
- Huggenberger, P., Hoehn, E., Beschta, R., and Woessner, W. (1998). Abiotic aspects of channels and floodplains in riparian ecology. *Freshwater Biology*, 40(3), 407–425. doi:10.1046/j.1365-2427.1998.00371.x

- Huston, M. (1979). A General Hypothesis of Species Diversity. *The American Naturalist*, 113(1), 81–101. <http://www.jstor.org/stable/2459944>
- Jansson, R., Nilsson, C., and Dynesius, M. (2000). Effects of River-Regulation on River Margin Vegetation: A Comparison of Eight Boreal Rivers. *Ecological Applications*, 10(1), 203–224. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0203:eerror\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0203:eerror]2.0.co;2)
- Jansson, R., Laudon, H., Johansson, E., and Augspurger, C. (2007a). The importance of groundwater discharge for plant species number in riparian zones. *Ecology*, 88(1), 131–139. doi:10.1890/0012-9658(2007)88[131:tiogdf]2.0.co;2
- Jansson, R., Nilsson, C., and Malmqvist, B. (2007b). Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: The roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology*, 52(4), 589–596. doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01737.x
- Klimkowska, A., Dzierża, P., Kotowski, W., and Brzezińska, K. (2010). Methods of limiting willow shrub re-growth after initial removal on fen meadows. *Journal for Nature Conservation*, 18(1), 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.01.002>
- Kołos, A., and Banaszuk, P. (2013). Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering*, 55, 23–28. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.02.008
- Kramer, K., Vreugdenhil, S. J., and Van der Werf, D. C. (2008). Effects of flooding on the recruitment, damage, and mortality of riparian tree species: A field and simulation study on the Rhine floodplain. *Forest Ecology and Management*, 255(11), 3893–3903. doi:10.1016/j.foreco.2008.03.044
- Länsstyrelsen Dalarna. 2018. Dalälvens naturvärden Påverkan från vattenkraften, åtgärdsbehov och prioriterade miljöåtgärder. https://nedredalalven.se/filer/about/rapport_2018-05-naturvarden.pdf.
- Länsstyrelsen Gävleborg. 2017. Bevarandeplan för Natura 2000- området SE0630187 Bredforsen. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.276e13411636c95dd936f71/1526985953308/bredforsen-se0630187-2017.pdf>.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E. and Lauenroth, W.K. (1988) 'A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure', *The American Naturalist*, 132(1), pp. 87–106. doi:10.1086/284839.
- McKinney, W., and Others. (2010). Data structures for statistical computing in Python. In *Proceedings of the 9th Python in Science Conference* (pp. 51–56).
- Naturvårdsverket. (2005). Natura 2000, art- och naturtypsvisa vägledningar: 6450 Nordliga boreala alluviala ängar (SF). Naturvårdsverket, Stockholm. Retrieved from www.naturvardsverket.se
- Naturvårdsverket (2011) *Svämängar*. Retrieved from: www.naturvardsverket.se/contentassets/ef0795d1c7434cb4833ec4b9170e95f8/vl-6450-svamang.pdf

- Nilsson, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405–408. doi:10.1126/science.1107887
- Nilsson, C., Jansson, R., Kuglerová, L., Lind, L., and Ström, L. (2012). Boreal Riparian Vegetation Under Climate Change. *Ecosystems*, 16(3), 401–410. doi:10.1007/s10021-012-9622-3.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., . . . Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package (R package version 2.6-4)*. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olien, C. R. (1971). A comparison of desiccation and freezing as stress vectors. *Cryobiology*, 8(3), 244–248. doi:10.1016/0011-2240(71)90046-0
- Pauli Virtanen, R., Gommers, R., Oliphant, T. E., Haberland, M., Reddy, T., Cournapeau, D., . . . SciPy 1.0 Contributors. (2020). *SciPy 1.0: Fundamental algorithms for scientific computing in Python*. *Nature Methods*, 17(3), 261–272.
- Pedersen, T. (2022). *patchwork: The Composer of Plots*. Retrieved from <https://patchwork.data-imaginist.com>
- Plotly Technologies Inc. (2015). *Collaborative data science*. Montréal, QC: Plotly Technologies Inc. Retrieved from <https://plot.ly>
- Poff, N. L., and Zimmerman, J. K. H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55(1), 194–205. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x
- Pringle, C. (2003). What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes*, 17(13), 2685–2689. doi:10.1002/hyp.5145
- Pruchniewicz, D. (2017). Abandonment of traditionally managed mesic mountain meadows affects plant species composition and diversity. *Basic and Applied Ecology*, 20, 10–18. doi:10.1016/j.baae.2017.01.006
- Quintana-Ascencio, P. F., Fauth, J. E., Castro Morales, L. M., Ponzio, K. J., Hall, D., and Snyder, K. (2013). Taming the Beast: Managing Hydrology to Control Carolina Willow (*Salix caroliniana*) Seedlings and Cuttings. *Restoration Ecology*, 21(5), 639–647. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2012.00940.x>
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Retrieved from <https://www.R-project.org/>
- Renöfält, B. M., Nilsson, C., and Jansson, R. (2005). Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography*, 32(11), 2025–2037. doi:10.1111/j.1365-2699.2005.01328.x
- Renöfält, B. M., Jansson, R., and Nilsson, C. (2010). Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1), 49–67. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02241.x

- Rivinoja, P. (2012). Contrasting various estimation methods of juvenile densities and habitat availability to predict the Atlantic salmon smolt production in a northern Swedish river. 9th ISE 2012, Vienna.
- Ružičková, H., Banášová, V., and Kalivoda, H. (2004). Morava River alluvial meadows on the Slovak–Austrian border (Slovak part): plant community dynamics, floristic and butterfly diversity – threats and management. *Journal for Nature Conservation*, 12(3), 157–169. doi:10.1016/j.jnc.2003.07.003
- Sabo, J. L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., ... Welter, J. (2005). Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86(1), 56–62. doi:10.1890/04-0668
- Sakio, H. (2005). Effects of flooding on growth of seedlings of woody riparian species. *Journal of Forest Research*, 10(4), 341–346. doi:10.1007/s10310-005-0156-9
- Sarneel, J. M., Hefting, M. M., Kowalchuk, G. A., Nilsson, C., Van der Velden, M., Visser, E. J., Voesenek, L. A., & Jansson, R. (2019). Alternative transient states and slow plant community responses after changed flooding regimes. *Global Change Biology*, 25(4), 1358-1367. <https://doi.org/10.1111/gcb.14569>.
- Selinger-Looten, R., Grevilliot, F., and Muller, S. Structure of plant communities and landscape patterns in alluvial meadows of two flood plains in the north-east of France. *Landscape Ecology*, 14, 213–229. doi:10.1023/A:1008010529990
- Shiel, R. J., Green, J. D., and Nielsen, D. L. Floodplain biodiversity: Why are there so many species? *Hydrobiologia*, 387, 39–46. doi:10.1023/A:1017056802001
- Šmilauer, P., and Lepš, J. (2014). *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/cbo9781139627061>
- Sparrevik, E., Viklands, H., and Bergsten, P. (2011). Återskapande av reproduktions- och uppväxtområden för havsvandrande fisk i nedre Dalälven (Vattenfall). Vattenfall Power Consultant AB, 53 pages.
- Ström, L., Jansson, R., and Nilsson, C. (2011). Projected changes in plant species richness and extent of riparian vegetation belts as a result of climate-driven hydrological change along the Vindel River in Sweden. *Freshwater Biology*, 57(1), 49–60. doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02694.x
- Swedish Agency for Marine and Water Management. (2019). Towards sustainable hydropower in Sweden. Retrieved from <https://www.havochvatten.se/en/eu-and-international/towards-sustainable-hydropower-in-sweden.html>
- The Brisbane Declaration. (2007). Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being. In 10th International River Symposium and International Environmental Flows Conference (Brisbane, QLD). Retrieved from <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/ELOHA/Pages/Brisbane-Declaration.aspx>. Received: 2023-04-30.

- Vreugdenhil, S. J., Kramer, K., and Pelsma, T. (2006). Effects of flooding duration, frequency and depth on the presence of saplings of six woody species in north-west Europe. *Forest Ecology and Management*, 236(1), 47–55. doi:10.1016/j.foreco.2006.08.329
- Webster, J. R., and Meyer, J. L. (1997). Organic Matter Budgets for Streams: A Synthesis. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), 141–161. doi:10.2307/1468247
- Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377–392. <http://www.jstor.org/stable/30063207>
- White, P. S., and Pickett, S. T. A. (Eds.). (1985). Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. In S. T. A. Pickett and P. S. White (Eds.), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics* (pp. 3–13). Orlando, FL: Academic Press.
- Widén, Å., Renöfält, B. M., Degerman, E., Wisaeus, D., and Jansson, R. (2021). Let it flow: Modeling ecological benefits and hydropower production impacts of banning zero-flow events in a large regulated river system. *Science of The Total Environment*, 783, 147010. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.1470
- Xiong, S., Nilsson, C., Johansson, M. E., and Jansson, R. (2001). Responses of riparian plants to accumulation of silt and plant litter: The importance of plant traits. *Journal of Vegetation Science*, 12(4), 481–490. doi:10.2307/3237000

Hydrologisk kontroll av utbredning och artsammansättning av växter på svämängar i nedre Dalälven

Roland Jansson & Birgitta Malm Renöfält
Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet

Inledning

Svämängar (nordliga, boreala alluviala ängar, EU-kod: 6450) utgörs av starrdominerade, regelbundet översvämmade områden längs med större, relativt opåverkade och oreglerade vattendrag i norra Sverige. Karakteristiskt för naturtypen är återkommande översvämningar i samband med vårflood och sommar då vegetationen översvämmas och växtarter som inte tolererar dränkning försvinner, samtidigt som näringsrikt sediment avsätts. Längs Vindelälven finns naturtypen på stränder som översvämmas från 2-3 veckor till 3 månader under vegetationsperioden.

Svämängar omfattar marker som ännu hålls öppna genom hävd och/eller naturliga störningar. Naturtypen har traditionellt använts eller används fortfarande som slåtterängar (s.k. raningar). Idag sker hävden framförallt genom bete av boskap. Krontäckning av träd och buskar, som inte är av igenväxningskaraktär, kan vara 0-30 %. Svämängar är viktiga biotoper för en rad arter förutom växter, bland annat olika vadarfåglar som till exempel storspov, grönbena och enkelbeckasin. Även groddjur och många insekter, till exempel trollsländor, gynnas av naturtypen.

Svämängar förekommer med stora arealer längs nedre Dalälven. Dessa befinner sig ofta i olika stadier av igenväxning i den mån de inte hävdas genom bete. Det finns ett behov att veta hur svämängarna påverkas av Dalälvens reglering, och vilka flöden och vattenstånd som behövs för att upprätthålla svämängarna och förhindra att de växer igen med träd och buskar. Syftet med detta projekt var att testa vilka hydrologiska förhållanden som behövs för att upprätthålla svämängar i nedre Dalälven, och att göra förutsägelser om vad olika flöden betyder för förekomsten av svämängar.

Metoder

Metodiken i projektet var att identifiera utbredningen av svämängsarter på stränder i Dalälven, och relatera växtarternas utbredning till översvämningsförhållandena. Data på det senare fick vi från ett system av vattenståndsloggrar utplacerade av Vattenfall. Växtdata samlades in i Bredforsens naturreservat. Tre lokaler valdes ut (Figur 2):

- Norra Kvarnön (17°12'59"E 60°24'49"N),
- Lågbo (17°12'52"E 60°25'19"N), och
- Harbyvallen (17°13'49 "E 60°25'32"N).

Inventeringar i fält

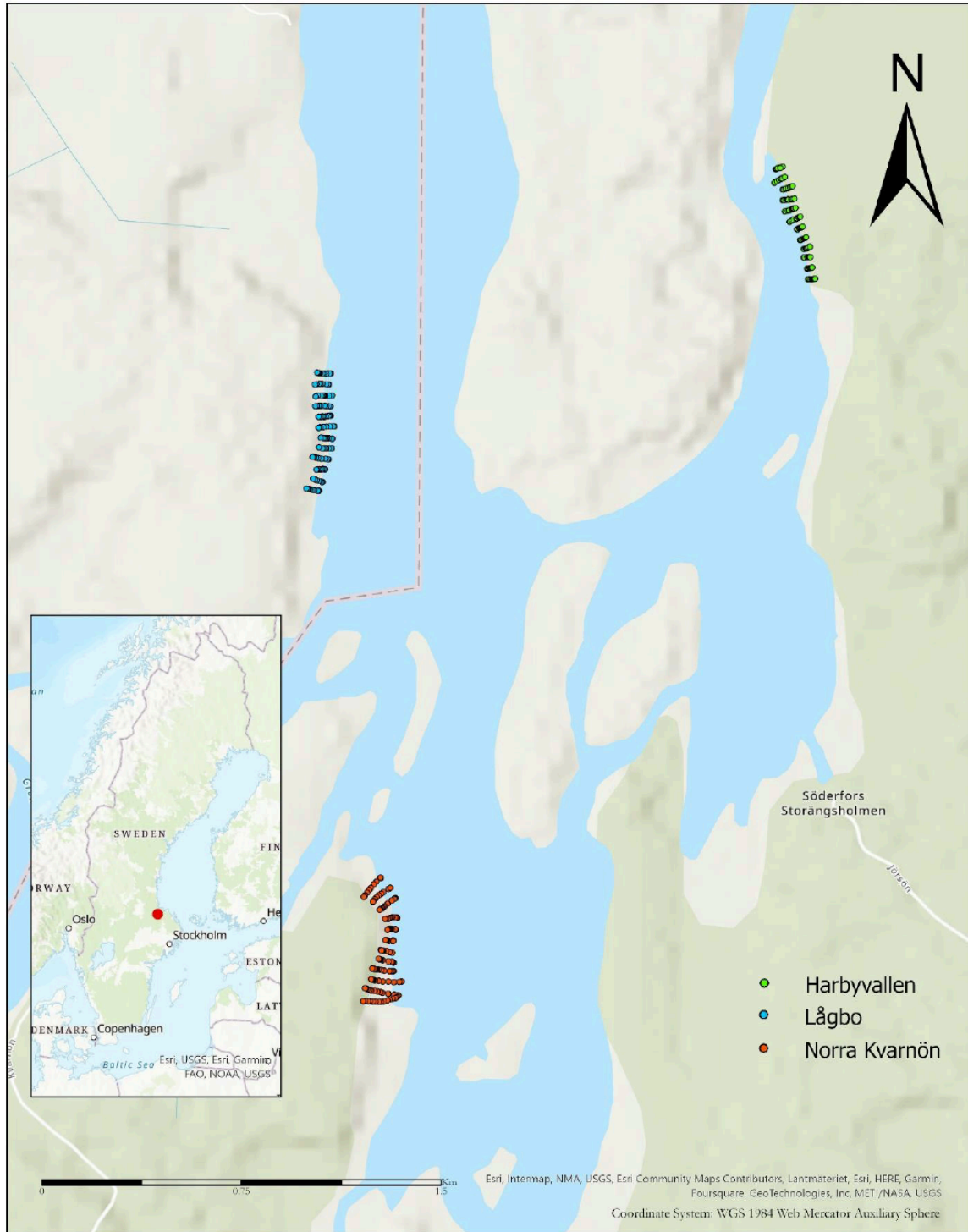
På dessa svämängar undersöktes sommaren 2022 förekomsten av alla kärllväxtarter genom att lägga ut transekter vinkelrätt mot strandlinjen, som gick från permanent vattenöversvämmad till terrester mark. Provytor på 0,25 m² etablerades från den lägsta punkten vid vattenytan i varje transekt, och fortsatte upp med ungefär 20 cm i höjddled

mellan varje provyta. Närvaron av växtarter registrerades sedan och fördes in i en närvaro/frånvaromatrix (Figur 3). Växterna skulle vara rotade i ytan med någon del för att räknas, med undantag av vattenväxter som dyblad som saknar förankrade rötter: För dessa räckte det att förekomma i ytan. Den procentuella vegetationstäckningen för varje yta mättes också. Dessutom mättes markens egenskaper genom grov klassificering av markytans procentuella representation av jordtyp baserat på kornstorlek från fin till grov efter Wentworthskalan: ler, silt, sand, grus, sten, och stenblock. Vi hade 10-15 transekter per lokal, och 20 m mellan transekterna.

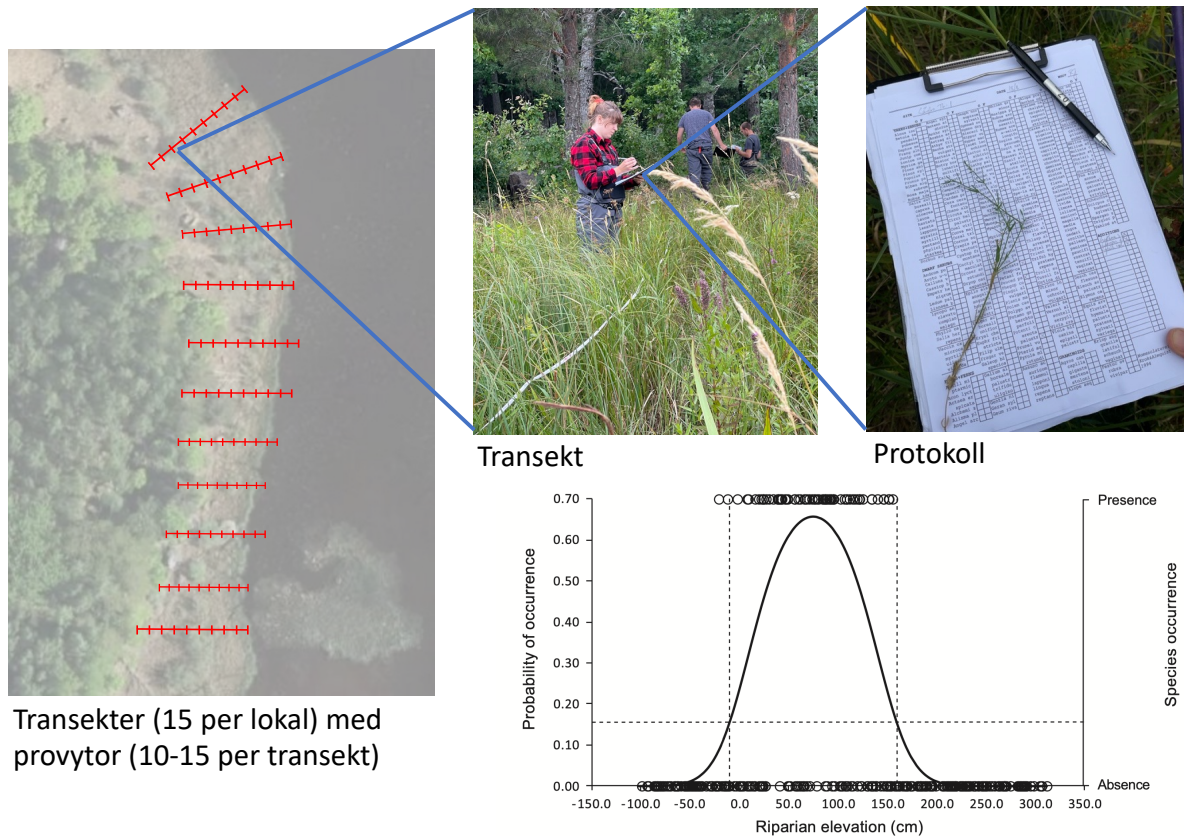
Vi mätte också in varje provytas position med en högprecisions-GPS (Trimble RTK R12). Med hjälp av positionsdata kunde vi sedan räkna ut hur länge och ofta varje provyta varit översvämmad genom att jämföra höjdkoordinaterna med vattenståndsloggrarna (Figur 3). I varje transekt lades minst en provruta på en höjdnivå lägre än där vi i fält bedömde att svämängsvegetationen tog slut. På samma sätt fortsatte transekten upp i terrester vegetation, för att säkerställa att vi i varje transekt omfattade alla nivåer som kunde hysa svämängsvegetation.



Figur 1. Svämäng vid Norra Kvarnön, Bredforsens naturreservat, Dalälven.



Figur 2. Karta över Bredforsenområdet med de tre undersökta lokalerna.



Transekter (15 per lokal) med provytor (10-15 per transekt)

Transekt

Protokoll

Figur 3. Illustration av metodiken. Transekter med provytor lades ut så att de omfattade hela gradienten från permanent översvämmad till terrester vegetation. Längs med varje transekt undersökte vi vilka kärlväxtarter som förekom i 50 x 50 cm stora provytor. Genom att relatera varje arts förekomst eller frånvaro till provytans höjd eller översvämningstid kunde vi sedan modellera sannolikheten för dess förekomst.

Dataanalys

För varje provruta beräknade vi översvämningstiden med hjälp av dess position i förhållande till vattenståndsloggrar (Figur 3). Utifrån förekomsten av arter i olika provrutor med känd översvämningstid/frekvens kunde vi beräkna olika arters hydrologiska nisch, d.v.s. sannolikheten för att en art ska förekomma beroende på översvämningstiden.

För att visualisera hydrologiska nischer som sannolikhetskurvor, räknades antalet provrutor där enskilda arter förekom och sorterades i intervall. Därefter använde vi en sannolikhetsfunktion för binomial fördelning i Python 3.11.3 som visualiserades med hjälp av paketen "NumPy" version 1.24.2, "Pandas" version 2.0.0, "SciPy" version 1.10.1, och Plotly version 5.14.1 (Plotly Technologies Inc. 2015) för att relatera arters förekomst till höjd på stranden. Endast de arter som påträffats åtminstone fem gånger på en lokal, och de som fanns med i listan över "typiska och karakteristiska" växtarter på nordliga alluviala boreala ängar i EU:s vägledning togs med. Dessutom lades *Salix cinerea* till som en art som är benägen att kolonisera igenväxande alluviala ängar i nedre Dalälven.

R version 4.2.2 användes för att utföra statistiska analyser. Kvadratiska och linjära regressioner utfördes för att undersöka effekten av översvämningars varaktighet, översvämningens frekvens (d.v.s. antalet gånger vattennivån korsade höjden av en provyta) och

artrikedom, andelen vedartade växtarter, och vegetationens täckningsgrad. Samma regressioner kördes på data som samlats in från Vindelälven och jämfördes med Dalälvsdatat.

För att jämföra den reglerade Dalälven med den oreglerade Vindelälven plottades artrikedom, andel vedartade växter och översvämningstider mot höjd i förhållande till närmaste datalogger. För att visualisera regressionerna användes paketen "tidyverse" version 2.0.0 och "patchwork" 1.1.2.



Figur 4. Den inventerade stranden i Harbyvallen. Denna strand betades av boskap.



Figur 5. Den inventerade stranden i Lågbo, fotograferad en sen kväll. Stranden betades inte och hade förhållandevis hög täckning av vedartade växter

Resultat

Artsammansättning

Totalt identifierades 139 växtarter på de tre lokalerna. Vid Lågbo registrerades 104 arter medan Norra Kvarnön innehöll 98 arter och Harbyvallen 86. På alla tre platserna var grenrör *Calamagrostis canescens* den vanligaste arten, endast *Equisetum fluviatile* var något rikligare vid Norra Kvarnön. Båda dessa var också de vanligast förekommande gräsartade arterna. Det vanligaste träddarten på alla lokaler var asp *Populus tremula*, och arterna krypvide *Salix repens*, örterna topplösa *Lysimachia thyrsoiflora* (Norra Kvarnön och Lågbo) och revsmörblomma *Ranunculus repens* (Harbyvallen) var rikligt representerade på respektive lokal.

Sammanställningen av växtgrupper varierade mellan olika lokaler. Norra Kvarnön hade störst andel vedartade växter med 30 arter medan Lågbo och Harbyvallen hade 17 respektive 14 arter. Örter och gräs var generellt sett lika vad gäller artrikedom på alla lokaler, där örter bara var något mer representerade när det gäller arter och gräs när det gäller frekvens, med undantag för Lågbo, som hade något högre förekomst av örter.

Vi fann alla de arter som anges som karakteristiska eller typiska för nordliga alluviala boreala ängar och som förekommer i regionen (Tabell 1).

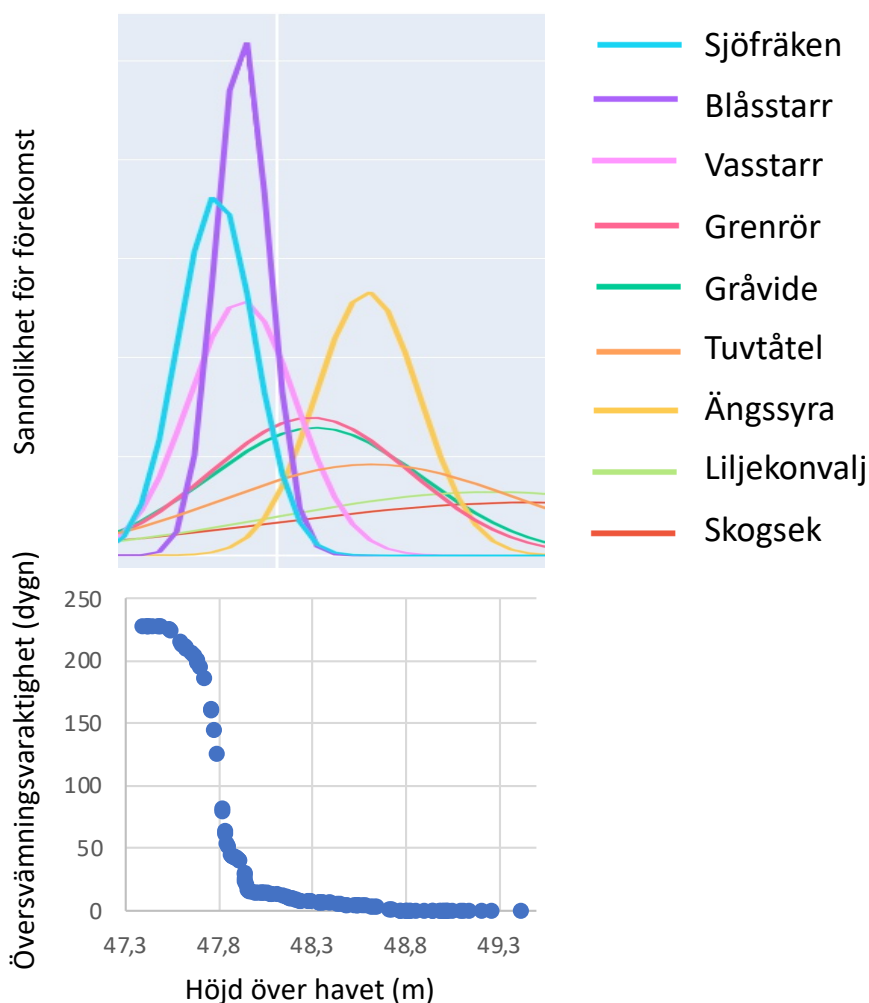
Tabell 1. Arter typiska eller karakteristiska för nordliga boreala ängar som återfanns i studien.

<i>Calamagrostis canescens</i>	grenrör
<i>Carex acuta</i>	vasstarr
<i>Carex aquatilis</i>	norrlandsstarr
<i>Carex canescens</i>	gråstarr
<i>Carex pallescens</i>	blekstarr
<i>Deschampsia cespitosa</i>	tuvtåtel
<i>Equisetum fluviatile</i>	sjöfräken
<i>Galium boreale</i>	vitmåra
<i>Molinia caerulea</i>	blåtåtel
<i>Nardus stricta</i>	stagg
<i>Parnassia palustris</i>	slätterblomma
<i>Phalaris arundinacea</i>	rörflen
<i>Pedicularis palustris</i>	kärrespira
<i>Solidago virgaurea</i>	gullris
<i>Succisa pratensis</i>	ängsvädd
<i>Viola palustris</i>	kärviol

Arters förekomst i förhållande till översvämningstid

Figur 6 visar hur ett urval typiska arter förekom längs höjdgradienten på stranden i Norra Kvarnön, där kurvorna för varje art visar hur sannolikheten för förekomst varierar beroende på altitud. Den nedre grafen visar hur översvämningarnas varaktighet förändras beroende var på stranden man befinner sig. På den nedre delen av stranden återfanns arter typiska för svämängar anpassade till långvariga översvämningar, som sjöfräken och olika starrarter, här illustrerade av vass- och blåsstarr. På de torrare delarna av stranden förekom svämängsarter som grenrör och tuvtåtel tillsammans med arter typiska för svämskogar som skogsek och liljekonvalj. Gråvide och grenrör överlappar nästan helt längs översvämninggradienten, vilket tyder på att de har väldigt likartad tolerans mot översvämning.

Översvämningssdatat kommer från en tidsperiod på 228 dagar, d.v.s. 62,4% av ett år. Denna period gick från april till november, och omfattade därmed hela vegetationsperioden, som är den tidsperiod då växter är känsligast mot översvämning. I Figur 6 går gradienten därför från mer eller mindre permanent översvämmade provrutor till sådana i strandskogen som bara översvämmas några dagar. Förändringen var mycket snabb vid 47,8 – 48,0 m över havet, där man går från blöt strand som är översvämmad mer eller mindre hela tiden till strandzon med endast kortvarig och sporadisk översvämning.

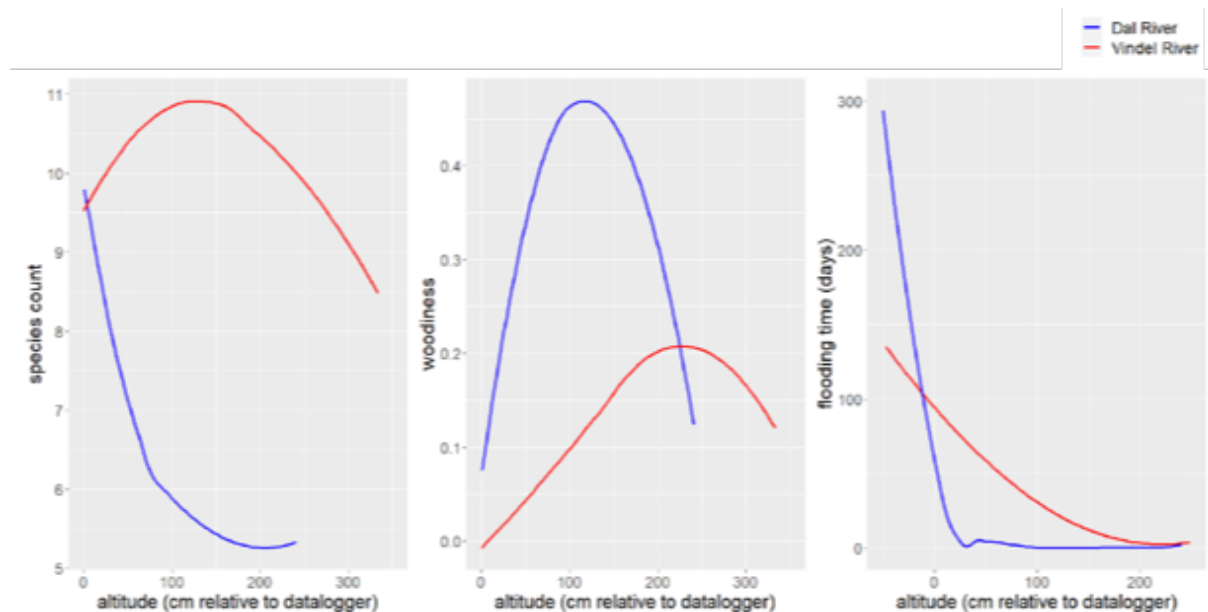


Figur 6. Utvalda arters förekomst på olika nivåer på stranden jämfört med översvämningsvaraktighet på Norra Kvarnön.

Jämförelse mellan reglerad och oreglerad älv

En jämförelse mellan Dalälven och den oreglerade Vindelälven (undersökt med samma metodik som i denna studie) visar att skillnaden mellan de två älvorna är betydande (Figur 7). Jämfört med Vindelälven är artrikedomen av strandväxter är betydligt lägre på nästan alla höjdnivåer i Dalälven, förutom de lägsta, och andelen vedartade växter är också betydligt högre på nästan alla höjdnivåer.

Översvämningstiden är längre på nästan alla höjdnivåer på stränderna i Vindelälven jämfört med Dalälven. Medan översvämningstiden minskar gradvis med ökande höjd på Vindelälvens stränder, sker en abrupt övergång på Dalälvens stränder: De lägre nivåerna har mycket långa översvämningstider, men på högre nivåer är översvämningstiden endast några dagar per år.



Figur 7. Jämförelse av artrikedom (species count), andel vedartade växter (woodiness) och översvämningstiden (flooding time) på olika strandnivåer för de tre lokalerna i Dalälven undersökta i denna studie och lokaler längs den oreglerade Vindelälven.

Diskussion

Vad är statusen på svämängarna i Bredforsens naturreservat i förhållande till hur nordliga boreala alluviala ängar definieras? Alla de arter som anses som karakteristiska eller typiska för naturtypen och som förekommer i regionen var relativt vanliga på de undersökta stränderna. Det tyder på att bevarandestatusen för de enskilda arterna är god, men säger inte något om vegetationstypens status i området.

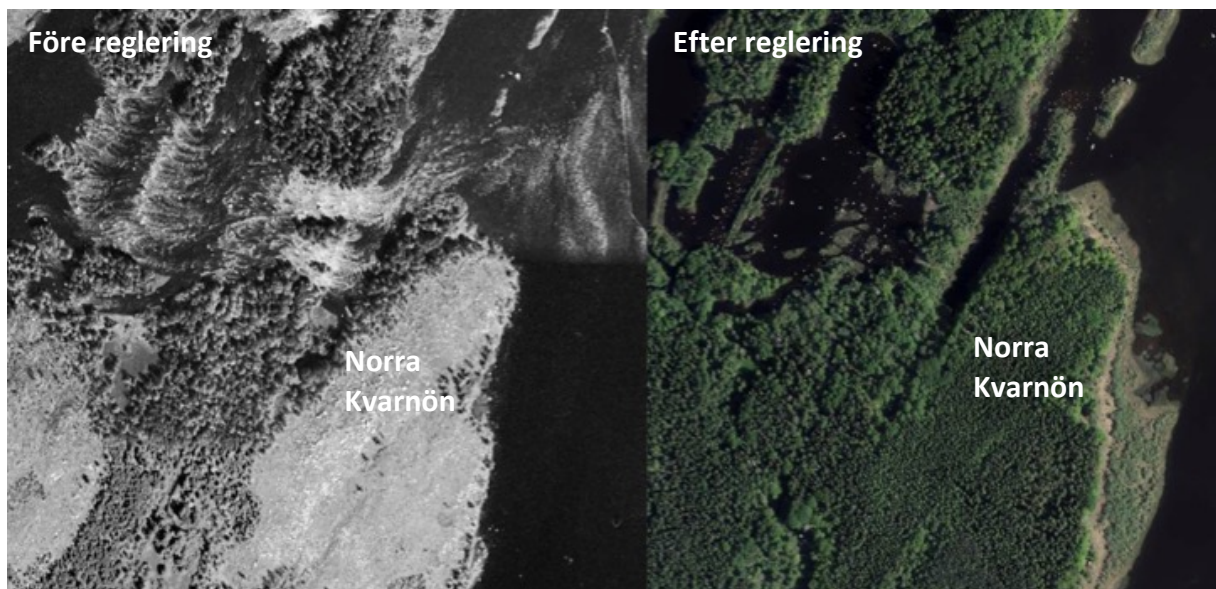
I definitionen av vegetationstypen ingår inte bara vilka arter som är typiska, utan omfattar också att markerna hålls öppna genom hävd och/eller naturliga störningar. De naturliga störningarna utgörs i första hand av den stress och störning som naturliga översvämningar står för, där arter som inte kan tolerera de långvariga översvämningarna i samband med vårfloden hålls borta. Längs nedre Dalälven har vårfloden blivit av lägre magnitud och varaktighet än före regleringen, och i Bredforsens naturreservat är flödet begränsat till den minimitappning som regleras i vattendomen. Det är tydligt att detta flöde är otillräckligt för att upprätthålla den dynamik i vattenståndsvariation som behövs för svämängar. Man kan dela in de befintliga svämängarna i Bredforsenområdet i en lägre, blötare del med lång översvämningstid, och en övre torrare del med kortare varaktighet av översvämning.

För de arter som förekommer på de lägre liggande delarna av svämängarna, framförallt olika arter av starrar, som vasstarr, norrlandsstarr och blåstarr, tillsammans med t.ex. sjöfräken, är förhållandena goda på de undersökta stränderna. De ockuperar delarna av stränderna med översvämningens varaktighet som överstiger 45-50 dagar, vilket matchar förhållandena i den oreglerade Vindelälven. En skillnad mot Vindelälven är att starrvegetationen även växer ner på lägre nivåer, där starren i Vindelälven ersätts av amfibiska växter. Det kan förklaras av avsaknad av vattenståndsvariation: I Vindelälven sammanfaller den nedre gränsen för starrvegetationen med sommarlågvattnivån, men vattenstånden normalt sett sjunker

ytterligare under sensommaren och hösten, och på vintern bidrar störning från istäcket till att hålla starr borta. Denna dynamik saknas i Bredforsenområdet, och starr och sjöfräken kan kolonisera stränderna ned till mer eller mindre permanent översvämmade nivåer.

För den torrare delen av svämängarna, där den mest karakteristiska arten i nedre Dalälven är grenrör, men som följs åt av en rad andra gräs och örter, är situationen annorlunda. Grenrör förekommer främst på den del av stränderna som bara översvämmas mellan ca 15 och några enstaka dagar. Svämängsarterna typiska för den torrare delen av svämängar förekom här tillsammans med arter typiska för strandskogar (svämskogar, illustrerade av skogsek och liljekonvalj i Figur 6), med stora överlapp i sannolikhet för förekomst.

Det resulterar i en mycket successiv övergång från svämängsarter till strandskogs- och terrestra arter, med svagt utvecklad zonerings som kan förklaras av att översvämningstiden är kort och gradienten i översvämning liten. Detta skiljer Bredforsens stränder från Vindelälvens, där skillnaderna i översvämningstid mellan nivåer är större (förutom att vara längre), och där zoneringsen vanligtvis är väl utvecklat, med arterna sorterade i prydliga bälten efter översvämningstolerans. Det gör det svårt att i vår studie dra en hydrologisk övre gräns för svämängarnas utbredning. Eftersom vi bara har observationer från en växtsäsong och vattenståndsdata från mindre än ett år kan vi inte dra någon slutsats om huruvida de övre delarna av svämängarna är under igenväxning och invaderas av arter från strandskog och terrestra områden, eller om svämängsarterna, varav många även återfinns i svämskogar och andra miljöer än stränder, är konkurrenskraftiga gentemot terrestra arter. Det kan också vara så att det sällsynt förekommer högre flöden som inte registrerades under vattenståndsloggrarnas observationsperiod.

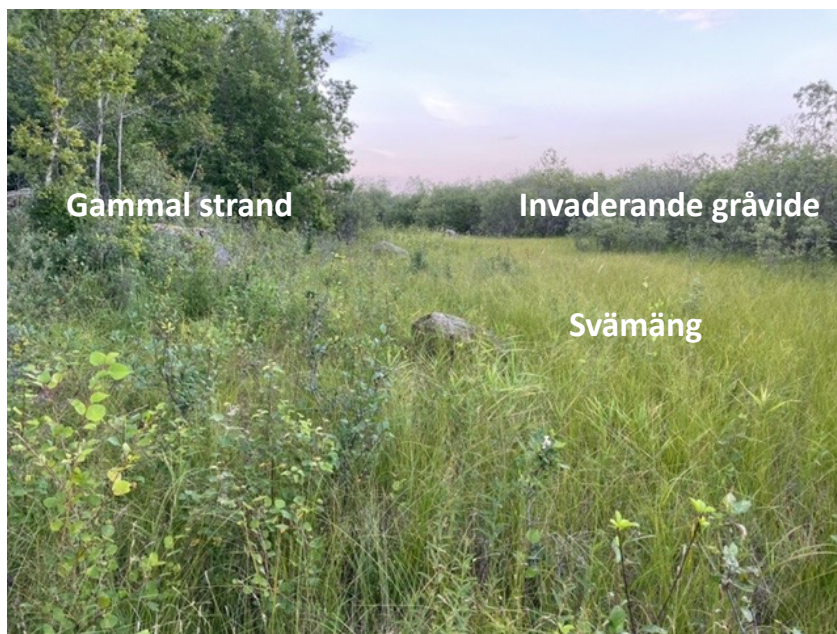


Figur 8. Bredforsen och Norra Kvarnön före (1960-talet, till vänster) och efter (2020-talet, till höger) reglering. Flygfotot från 1960-talet är taget under högvattenflöden. Lagg märke till Norra Kvarnöns östra strand: svämängarna är översvämmade p.g.a. högvattenförhållandena på bilden före reglering men saknar videvegetation; efter reglering brer gråvide ut sig över svämängarna.

Gråvide har brett ut sig på svämängarna i Bredforsenområdet efter reglering. I figur 8 kan man se hur svämängarna på Norra Kvarnön är översvämmade och utan gråvide före reglering, där idag stora större delen av svämängen är täckt av gråvide. Är den ökade utbredningen av gråvide en effekt av förändrade vattenstånd till följd av reglering eller förändrad hävd? Svämängarna i Bredforsenområdet var långt in på 1900-talet hävdade genom slätter, vilket höll videetablering borta.

I figur 6 kan man se att gråvide och grenrör nästan helt överlappar i utbredning på den undersökta stranden på Norra Kvarnön. Detsamma gällde även de andra lokalerna. Som nämnts tidigare är grenrör den kanske mest typiska arten på svämängarnas torrare del, och att grenrör och gråvide har liknande tolerans mot översvämning visar att videbälten är ett naturligt inslag på älvstränder. På älvstränderna längs Vindelälven är vegetationen tydligt zonerad i starr- och videbälte; på de av slätter hävdade raningarna hölls videvegetationen borta. I definitionen av nordliga boreala alluviala ängar ingår att hävd sker genom slätter eller bete, även om bete med boskap traditionellt endast skedde efter slätter.

Förekomst av gråvide är ett naturligt inslag på Dalälvens stränder, och det som kallas svämängar är kulturellt betingat av slätter och/eller bete. Även med högre flödesdynamik skulle ett gråvidebälte förekomma i avsaknad av bete. Krontäcke upp till 30% av träd och buskar är ju också "tillåtet" i definitionen av nordliga boreala alluviala ängar.



Figur 9. Strand på Norra Kvarnön där det vi bedömt som den gamla strandlinjen före reglering markerats. I bilden kan man se en zon med gräsartade växter, med ett videbälte av gråvide längre ned på stranden. Gråvidet kan delvis ha hållits borta från att invadera den övre delen av svämängen p.g.a. jordartsförhållandena, med ursvallat substrat från tidigare vårflooder som gjort att kornstorlekar som grus och grövre dominerade.

Man kan utgå från att gråvidets nedre gräns är hydrologiskt betingad på de undersökta lokalerna. Den övre gränsen kan dock på t.ex. Norra Kvarnön delvis bero på jordartsförhållanden, där den övre delen av stranden var ursvallad av tidigare högre flöden,

med gles vedartad vegetation som följd (Figur 9). Det kan ha gjort det svårt för gråvide att etablera sig och dominera, även om de hydrologiska förhållandena kan vara lämpliga.

En av lokalerna vi undersökte, Harbyvallen, betades av boskap. Här saknades ett utpräglat gråvidebälte, men vi fann inga markanta skillnader i artsammansättning gentemot de andra lokalerna. Vegetationens karaktär var dock annorlunda, med en kortbetad grässvål på strandens torrare del (Figur 4) i stället för högvuxna örter och gräs.

Hur kan man hydrologiskt definiera "svämäng" i Bredforsenområdet för att möjliggöra prognoser för svämängarnas utbredning vid olika flödesscenarier? Eftersom den övre delen av stränderna i Bredforsenområdet är översvämmade så korta perioder att vegetationens utbredning antagligen styrs av andra faktorer än tolerans mot dränkning är jämförelser med andra vattendrag utan regleringspåverkan rimligare. På oreglerade älvstränder utan hävd motsvarar de nordliga boreala alluviala ängarna av videbälte och starrbälte. I Vindelälven går gränsen mellan strandskog, där träddarter som tall björk och i viss mån gran dominerar, och videbältet, där videbuskar dominerar men artrikedomen av gräs och örter är stor, vid översvämningstider på ca 16 dagar. Den nedre gränsen för starrbältet går vid ca 3 månaders översvämning och beror som diskuterats ovan på störning från is samt låga vattenstånd under höst och vinter. I Bredforsenområdet kan svämängsvegetationen bre ut sig ner till mer eller mindre permanent översvämmade nivåer på grund av avsaknaden i vattenståndsdynamik, och följaktligen nå större utbredning än under oreglerade förhållanden. Den övre gränsen kan sättas till ca 14 dagar eller lite mer med hänvisning till förhållanden i Vindelälven. Dessa gränser kan användas för att förutsäga den potentiella utbredningen av svämängar i området vid olika flödesregimer.

Sammanfattningsvis har projektet visat att de arter som karakteriserar svämängar finns på ett stort spann av översvämningarnas frekvens och varaktighet i Bredforsenområdet, men att den övre delen av stranden till följd av reglering har så korta översvämningstider att terrestra arter invaderar och att övergången mellan strandskog och svämäng är diffus. Den nedre delen av stranden domineras dock av starrarter och kan sägas utgöra den blötare delen av svämängsvegetation. Detta starrbälte kan istället breda ut sig till lägre nivåer med längre översvämningssvaraktighet än vad som förekommer i oreglerade älvar. Gråvide brer ut sig på en stor del av svämängarna som undersökts, och har samma hydrologiska nisch som de mest karakteristiska svämängsarterna. Gråvide är hydrologiskt en del av svämängsvegetationen, och hävd behövs för att hålla den borta. Den bästa strategin för att göra förutsägelser om svämängarnas framtida utbredning vid olika scenarier för ekologiska flöden är att utgå från förhållanden i oreglerade älvar, som den väl undersökta Vindelälven.