Kandidatuppsats

Naturvård och artmångfald 180 hp

Mossfloran vid vattenkvarnar i sydöstra Sverige

Biologi 15 hp

Halmstad 2019-03-03
Eric Lundén

HÖGSKOLAN
I HALMSTAD

Mossfloran vid vattenkvarnar i sydöstra Sverige

Eric Lundén

Abstract

Bryophytes play an important role in ecosystems in running waters and are common growing on structures in and around watermills. These watermill habitats differ from other parts of the watercourse in terms of microclimate and disturbance regime, and in providing more suitable and variable substrates. Bryophytes were sampled in and around five watermills and five reference sites 300 meters up or downstream from the watermill in the province Småland, in south-eastern Sweden. Species richness was compared between the sites and differences in community structure were analysed by a Discriminant Analysis. In 90% of the cases, the species composition was found to be specific for watermills and reference sites, and the mean species number was 57% higher at watermills than at the reference sites. Rocks and boulders in a wide range of sizes, concrete and mortar structures with pH-levels higher than that of the underlying bedrock, and stronger currents were identified as some of the causes of the higher diversity at the watermills. Restauration projects in rivers, including dam removal, constitute a potential threat to the bryophyte flora of watermills since the structures they grow on may either be removed or destroyed. Changes in microclimate and disturbance regime are other potential threats to species in these habitats.

Sammanfattning

Mossor spelar en viktig roll i ekosystem i rinnande vatten och är vanligt förekommande på strukturer i och vid vattenkvarnar. Dessa habitat skiljer sig från vattendraget i övrigt bland annat genom annorlunda mikroklimat och störningsregim, men också genom en hög mångfald av för mossor lämpliga substrat. I denna studie undersöktes mossfloran vid fem vattenkvarnar och fem referensområden. Artantal jämfördes mellan kvarn- och referensområden och skillnader i artsammansättning analyserades med en diskriminantanalys. I 90% av fallen var artsammansättning specifik för respektive habitat och medeltalet för antalet arter var 57% högre vid vattenkvarnar jämfört med referensområden. Stenar och block i olika storlekar, betong och murbruk med högre pH-värden än den underliggande berggrunden och starkare strömmar är några av de faktorer som bidrog till den ökade artmångfalden vid vattenkvarnarna. Restaureringsprojekt i rinnande vatten, till exempel dammutrivningar, utgör ett potentiellt hot mot mossfloran vid vattenkvarnar eftersom de strukturer mossorna växer på riskerar att antingen förstöras eller tas bort. Förändringar i mikroklimat och störningsregim är två andra potentiella hot mot arter i dessa miljöer.

Inledning

Mossor vid rinnande vatten

Mossor har stor inverkan på ekosystem i strömmande vatten. De påverkar näringsdynamik, primärproduktion och skapar livsmiljöer för vattenlevande fauna (Englund, 1991; Stream

Bryophyte Group, 1999; Tremp et al., 2012; Kimmerer et al., 2014; Wulf & Pearson, 2016; Gecheva, 2017). De behöver atmosfärisk CO_2 för tillväxt och därför förekommer de ofta i mer turbulent vatten som innehåller högre halter CO_2 än stillastående vatten (Glime & Vitt, 1984; Proctor, 2014). Mossor är ofta den mest vanligt förekommande växttypen i strömmande vatten och de utgör därför viktiga levnadsmiljöer för perifyton och evertebrater, är viktiga primärproducenter och samlar upp och håller kvar organiskt material (Suren, 1991; Cattaneo & Fortin, 2000; Riis et al., 2008; Wulf & Pearson, 2016). Kraftiga strömmar, översvämning, uttorkning och vågerosion är några av de påfrestningar som mossor i strömmande vatten måste tolerera för att kunna överleva och fullfölja sin livscykel (Slack & Glime, 1985). Fysiologisk och strukturell tålighet är därför viktiga egenskaper i dessa miljöer och på grund av detta är förekomsten av kärlväxter generellt låg.

Mossors förekomst är beroende av en mängd faktorer, bland annat egenskaper hos de substrat de växer på; storlek, pH och stabilitet är alla viktiga faktorer som påverkar arternas utbredning (Slack & Glime, 1985; Suren & Duncan, 1999; Scarlett & O'Hare, 2005; Tyler & Olsson, 2016). Substratstabilitet påverkas av flera faktorer, bland annat påverkar den underliggande geologin substratstabiliteten i ett vattendrag då en flodbädd bestående av beständiga bergarter ger en stabilare grund än en flodbädd bestående av mer lättvittrade, sedimentära bergarter (Suren, 1996). Flera studier har visat att bentisk påväxt är mycket vanligare på större substrat än på mindre, vilket delvis förklaras av att små substrat lättare rör på sig vilket ökar risken för bortnötning och eftersom etableringstiden för mossor är relativt lång krävs en viss stabilitet för att etablering ska kunna ske (Englund, 1991; Muotka & Virtanen, 1995; Suren, 1996; Stream Bryophyte Group, 1999). I de fall mindre substrat har påväxt av mossor är de ofta fastkilade mellan omkringliggande, större substrat (Englund, 1991).

Förutom att bidra till ökad stabilitet skapar ett stort substrat som sticker upp högt över vattenytan fler och mer olika habitat för mossor med olika fuktighetspreferenser och även en större gradient vad gäller störningar. (Slack & Glime 1985; Muotka & Virtanen, 1995; Downes et al., 2003). Beroende på det höjdmässiga avståndet från vattenytan återfinns mossor med olika tålighet mot uttorkning och översvämning, och med varierande förmåga att motstå kraftiga strömmar vid högt vattenstånd (Kimmerer & Allen, 1982; Vitt & Glime, 1984; Muotka & Virtanen 1995). Under vattenlinjen växer obligat akvatiska arter som har låg tålighet för uttorkning (Vitt & Glime, 1984). Vid och ovan vattenlinjen återfinns fakultativt akvatiska arter vilka är gametofytiskt anpassade till en akvatisk tillvaro men som bildar och sprider sporer under det terrestra, emergenta stadiet (Vitt & Glime 1984; Muotka & Virtanen 1995). Längre upp från vattenlinjen återfinns semi-akvatiska arter som är anpassade till det fuktiga klimatet som råder i anslutning till vattnet men som sällan är submersa (Glime & Vitt, 1984).

Störningar har stor påverkan på artsamhällen i strömmande vatten. Förutom substratrörelse är översvämning och uttorkning viktiga störningskällor där både frekvens och magnitud av störningen är avgörande för artsamhällets mångfald och innehåll (Muotka & Virtanen, 1995, Lang & Murphy, 2011). I miljöer med låg grad av störning domineras mossamhället ofta av ett fåtal konkurrensstarka, perenna arter, som till exempel stor näckmossa *Fontinalis antipyretica*, medan miljöer med mycket kraftiga störningar gynnar mer stresståliga, små och ofta akrokarpa arter, till exempel sipperblindia *Blindia acuta*, ficksmossor *Fissidens* och

älvblommossa *Schistidium agassizii* (Englund, 1995; Muotka & Virtanen, 1995; Lang & Murphy, 2011).

Vid de båda ändarna av störningsspektrat kan en låg artmångfald förväntas. Störningar av högre magnitud och frekvens ger ett habitat där få arter klarar av den fysiska stressen eller hinner kolonisera under den korta tid som det är möjligt (Riis et al., 2008). Är störningarna å andra sidan mycket sällan förekommande och/eller har en låg magnitud domineras habitatet ofta av konkurrensstarka perenna arter som tränger undan många andra arter. Vid intermediära störningsnivåer tillåts varken de konkurrensstarka eller stresståliga arterna att dominera vilket leder till att fler arter har möjlighet att etablera sig (Connell, 1978; Lang & Murphy, 2011).

Trots att mossor troligtvis får i stort sett all näring från vatten och luftburna partiklar har substrat-pH en mycket stor inverkan på mossors val av växtplats (Smith, 1982; Cleavitt, 2001; Tyler & Olsson, 2015). Flertalet studier har pekat ut pH som den viktigaste faktorn för artsammansättningen hos mossor (Bates, 1995; Tyler et al., 2018). Mossor kan klassificeras baserat på pH-preferens; acidifila arter pH <4,5, subneutrala 4,6 - 7,1 och calcifila >7,2 (Tyler & Olsson, 2016). Calcifila arter har visat sig ha en betydligt högre kalciumkoncentration i cytoplasman och det är troligtvis tolerans för detta som gör att dessa arter klarar av att växa på kalkhaltiga underlag (Smith, 1982; Cleavitt, 2001). Dessa faktorer är förmodligen som viktigast under etableringsfasen eftersom mossan med tiden förlorar den fysiska kontakten med substratet ju större den blir (Bates & Farmer, 1990).

Vattenkvarnens historia

Vattnets energi har länge utnyttjats av människan. Mjölkvarnar, sågar och pappersbruk är några av de verksamheter som har drivits med hjälp av vattenalstrad energi (Länsstyrelsen, 2018). Det tidigaste belägget för drivande av vattenkvarn i Sverige är från 1185 (Janson et al., 1974) men i Europa finns fynd från 300 f.v.t. Den enklaste anordningen för malande av säd är skvaltkvarnen som drivs genom ett liggande vattenhjul (Reynolds, 1983). Hjulkvarnen drivs med en liknande princip men vattenhjulet är istället stående. Jämfört med skvaltkvarnen behöver hjulkvarnen en starkare och mer jämn vattentillförsel varför ofta större fördämningar byggdes för att kunna reglera vattenkraften på ett effektivt sätt (Länsstyrelsen, 2018). Användning av skvalt- eller hjulkvarn gjordes enligt liknande principer. Från en fördämning leddes vattnet via en ränna eller kanal fram till hjulet och från hjulet skedde kraftöverföringen mekaniskt genom axlar och kugghjul. Från 1800-talets slut kunde energin istället omvandlas till elektricitet (Länsstyrelsen, 2018). Ofta har samma plats utnyttjats under lång tid, då gamla anläggningar ersatts med nyare teknik (Länsstyrelsen, 2018) och idag finns cirka 11000 dammar i Sverige (SHMI, 2017). Stillastående vatten uppströms fördämningen, kraftigt strömmande vatten i fallen, vilket ger förändrat mikroklimat, och människoskapade substrat i form av betong och murbruk är några av de förändringar som förekomsten av vattenkvarnar har fört med sig. Dessa områden har helt andra förutsättningar än vattendraget i övrigt vilket påverkar vilka mossarter som kan tänkas återfinnas.

Kvarnar och naturvård

1999 antog Sveriges riksdag 16 stycken miljökvalitetsmål vilka utgör grunden för den nationella miljöpolitiken (Naturvårdsverket, 2018). Ett av dessa miljökvalitetsmål är Levande sjöar och vattendrag, där ett av delmålen är ”oexploaterade och i huvudsak opåverkade vattendrag…”. I arbetet med att implementera dessa mål har insatserna de senaste åren ökat för att återställa vattendrag till en mer ursprunglig skepnad genom att ta bort dammar och andra vandringshinder (Kim et al., 2015; Rubin et al., 2017; Lisius et al., 2018). Positiva effekter som förväntas efter återställandet av ett vattendrag är bland annat ökad konnektivitet, fria vandringsvägar för vattenlevande fauna och jämnare fördelning av sediment och närsalter i vattendraget (Naturvårdsverket & Fiskeriverket, 2008). Det vetenskapliga underlaget för vilka effekter dessa åtgärder har är dock litet och på grund av faktorer som det geografiska läget och hur den specifika dammen är konstruerad kan det vara svårt att kvantifiera effekterna av åtgärderna (Carlson et al., 2018) och på ett adekvat sätt förutse framtida effekter (Darby & Sear, 2008).

Framför allt kortsiktigt, men även på längre sikt, kan borttagandet av dammar ge negativa effekter för organismer i dessa miljöer, bland annat på grund av kraftiga förändringar i hydrologi, temperatur och sedimentdeposition (Bednarek, 2001; Rubin et al., 2017). Om man vid en dammutrivning tar bort de strukturer som mossorna växer på är de direkta negativa effekterna uppenbara. Även förändrad flödesregim kan få negativ effekt på mossfloran i dessa miljöer. I en undersökning av effekterna av en dammutrivning i USA fann Sethi et al. (2004) att 95% av alla stormusslor (ordning Unionoida) dog efter rivningen som en effekt framför allt av ökad sedimentering och uttorkning. Förändringar i vattenståndsfluktuation kan också få negativa konsekvenser för arter som lever i svämzonen och borttagande av kulturved, från till exempel kvarnar, kan leda till populationsminskningar hos de hotade arterna timmerskapania *Scapania apiculata*, mikroskapania *S. carinthiaca* och svämskapania *S. glaucocephala* (Weibull, 2016). Det är därför viktigt att analysera alla faktorer och värden i och kring ett vattendrag när en åtgärd ska genomföras och mer forskning kring hur dammutrivningar påverkar hydrologi, geomorfologi, ekologi, liksom påverkan på specifika arter eller artgrupper är nödvändig.

Syftet med denna undersökning är att jämföra artsammansättning och artantal av mossor som växer vid vattenkvarnar med slumpvist utvalda platser längs med vattendrag i sydöstra Småland. Eftersom att dessa miljöer riskerar att försvinna eller försämras för att gynna andra organismgrupper är det viktigt att utvärdera vilka effekter det kan få på de mossor som växer där. Då få eller inga tidigare studier gjorts som behandlar mossfloran vid vattenkvarnar kan resultatet från denna studie ge ett underlag för framtida planering av restaurering av vattendrag.

Material och metoder

Fältundersökningen ägde rum i sydöstra Småland under september till oktober 2017. Under perioden undersöktes fem stycken vattenkvarnar (härefter benämnda enbart kvarnar) och fem stycken referensområden. Dessa var fördelade på de fyra vattendragen Hagbyån, Ljungbyån, Åleboån samt Örsjöån i sydöstra Småland (Figur 2). Kvarnar valdes ut som var lättillgängliga

och där relativt mycket av de ursprungliga konstruktionerna, såsom vallar och betongfundament, var bevarade. Modernare vattenkraftsanläggningar beaktades inte i urvalet. Vid varje kvarn undersöktes en cirkel med en radie på 25 meter där ytterkanten av cirkeln placerades vid dammvallen och den vågräta mittpunkten fanns mitt i vattenfåran (Figur 1). Dessa cirklar mättes ut i förväg med hjälp av digitalt mätverktyg.

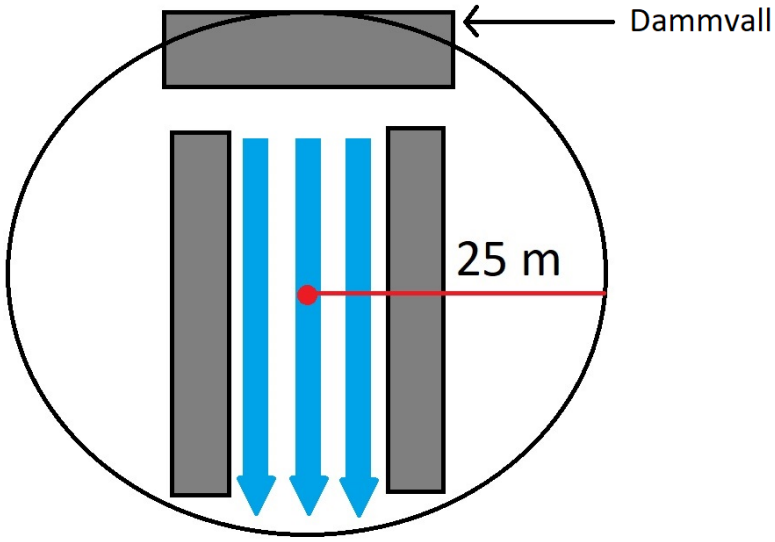
För att kunna jämföra mossfloran vid kvarnarna med områdets övriga mossflora undersöktes även ett referensområde i närheten av varje objekt. En plats 300 meter uppströms eller nedströms kvarnen valdes ut med hjälp av en slumpgenerator. Om det tilltänkta referensområdet var antingen mycket svårtillgängligt eller om även det området visade på rester från kvarnverksamhet valdes istället ett område åt motsatt håll från kvarnen sett.

Inom varje cirkel undersöktes alla åtkomliga element med mosspåväxt grundligt. På grund av starka strömmar eller hög vattennivå fick vissa element uteslutas. Vid varje kvarn undersöktes först vattenfåran och eventuella sidokanaler och därefter undersöktes dammvallen och slutligen alla de övriga substrat som inrymdes i cirkeln såsom träd, jord och död ved. Tidsåtgången för inventeringen vid varje kvarn skiljde sig något åt beroende på kvarnanläggningens generella konstruktion och på omgivningens beskaffenhet. I genomsnitt spenderades cirka åtta timmar vid varje kvarn. För referensrutorna var tidsåtgången lägre och varje inventering varade i cirka fem timmar. Detta berodde främst på att det fanns en mindre mängd mossbevuxna substrat.

Utöver förekommande arter noterades även substratmängd, substrattyp, samt hur strömt vattnet var. För att kunna jämföra resultatet i undersökningen med vad som tidigare är känt noterades arternas geografiska utbredning, ekologi, frekvens och status i gällande nationella rödlista (ArtDatabanken, 2015).

Det mesta materialet samlades in för senare artbestämning men vissa arter kunde identifieras i fält med hjälp av lupp med 10x förstoring. I den mån det var möjligt samlades exemplar med mogna kapslar in för att underlätta artbestämningarna. Det insamlade materialet artbestämdes under 2017 och 2018 med hjälp av stereolupp, mikroskop samt Paton (1999), Hallingbäck (2005), Hallingbäck, Lönnell & Weibull (2008), Hedenäs & Hallingbäck (2014) och Hallingbäck (2016). Svårbestämda arter har artbestämts eller konfirmerats av Kjell Georgson och Henrik Weibull.

För att undersöka om det fanns skillnader i artsammansättningen mellan kvarn- och referensområde utfördes en diskriminantanalys där varje art utgjorde en variabel i analysen och kategoriserades som tillhörandes antingen kvarn- eller referensområden. För att undersöka om medelantalet arter skilde sig åt mellan kvarn- och referensområde utfördes ett t-test.



Figur 1. Schematisk skiss över undersökningsområdet.

Lokalbeskrivningar

Kvarnekulla kvarn: Omgivande betesmark. Fördämning kombinerad med bro, mestadels i sten, gräsbevuxen och med betong. Huvudfåran delas av en låg stenlagd vall nedströms fallet. Safsa *Osmunda regalis* på båda sidor. Stenar i olika storlekar och i stor mängd, även murbruk. Ena sidan gräsmark, ruderatmark och asfalterad väg, andra sidan öppen betesmark. Många byggnader kvar. Dammluckor och fall oåtkomliga. Troligen anlagd 1784 (Karlsson, 1998). (RT90: X 6299842, Y 1503766). Nr. 1 i figur 2.

Örsjö kvarn: Belägen intill större bilväg. Omgivning mestadels lövskog. Stor damm och fördämning i betong. Två kanaler och huvudfåran bred och stenlagd med en del murbruk, den mindre fåran starkt igenväxande. Ena sidan halvöppen med en del större vårtbjörk *Betula pendula* och sly, andra sidan med klibbal *Alnus glutinosa*, ask *Fraxinus excelsior* och vårtbjörk *Betula pendula*. Mittenvall stenlagd och bevuxen med klibbal *Alnus glutinosa* och gran *Picea abies*. Stenar relativt små och mest vid fördämningen. Inga byggnader kvar. Fallet mestadels oåtkomligt, likaså området längre nedströms. Äldsta belägg från 1712 (Lamke, 2015a). (RT90: X 6286780, Y 1496603). Nr. 2 i figur 2.

Toresbo kvarn: I området mestadels trädgårdar och skogsmark. Undersökningsområde med gräsmatta, asfalterad väg, bro och åstrand. Stor kvarndamm och fördämning i betong. Två stenlagda kanaler varav den ena igenväxt med sly, avskild med stenlagd vall. Kanalerna går nedströms dämmet genom två betongrör och under en väg. Relativt få och stora stenar i den större kanalen och den mindre igenväxt med viden *Salix*, majbräken *Athyrium filix-femina*

och svärdslilja *Iris pseudacorus*. Murbruk och betong förekommande framför allt vid dammvall och lucka. Byggnader bevarade. Från slutet av 1600-talet (Lamke, 2015b) (RT90: X 6284570, Y 1499191). Nr. 3 i figur 2.

Anebo kvarn: I området betesmarker och skogsmark. Undersökningsområde med grusväg, ruderatmark och bro. Liten damm och yttre fördämning nybyggd i betong. Vattnet strömmar genom tre stenlagda kanaler, bitvis förstärkta med murbruk. Medelstora till små stenar, samt murbruk, förekommer mycket rikligt i åfåran. Låg grad av beskuggning av lönn *Acer platonoides* och ask *Fraxinus excelsior*. Byggnader bevarade. Äldsta belägg från 1749 (Lamke, 2015c). (RT90: X 6279700, Y 1506278). Nr. 4 i figur 2.

Ugglebo kvarn. Beläget i blandskog. Dammvall i betong men dammen torr. Flera kanaler som ansluter till smal, stenlagd fåra nedströms. Vänstra kanalen helt torr med en del asp *Populus tremula* och vårtbjörk *Betula pendula*. Rikligt med betongstrukturer och gott om stenar i olika storlekar, även murbruk. Till höger om kvarnen frisk blandskog med gammal ek *Quercus robur* och blåsippa *Hepatica nobilis*. Några byggnader bevarade. Belagd från 1797 (Vattenmyndigheterna, u.å.). (RT90: X 6271805, Y 1505746). Nr. 5 i figur 2.

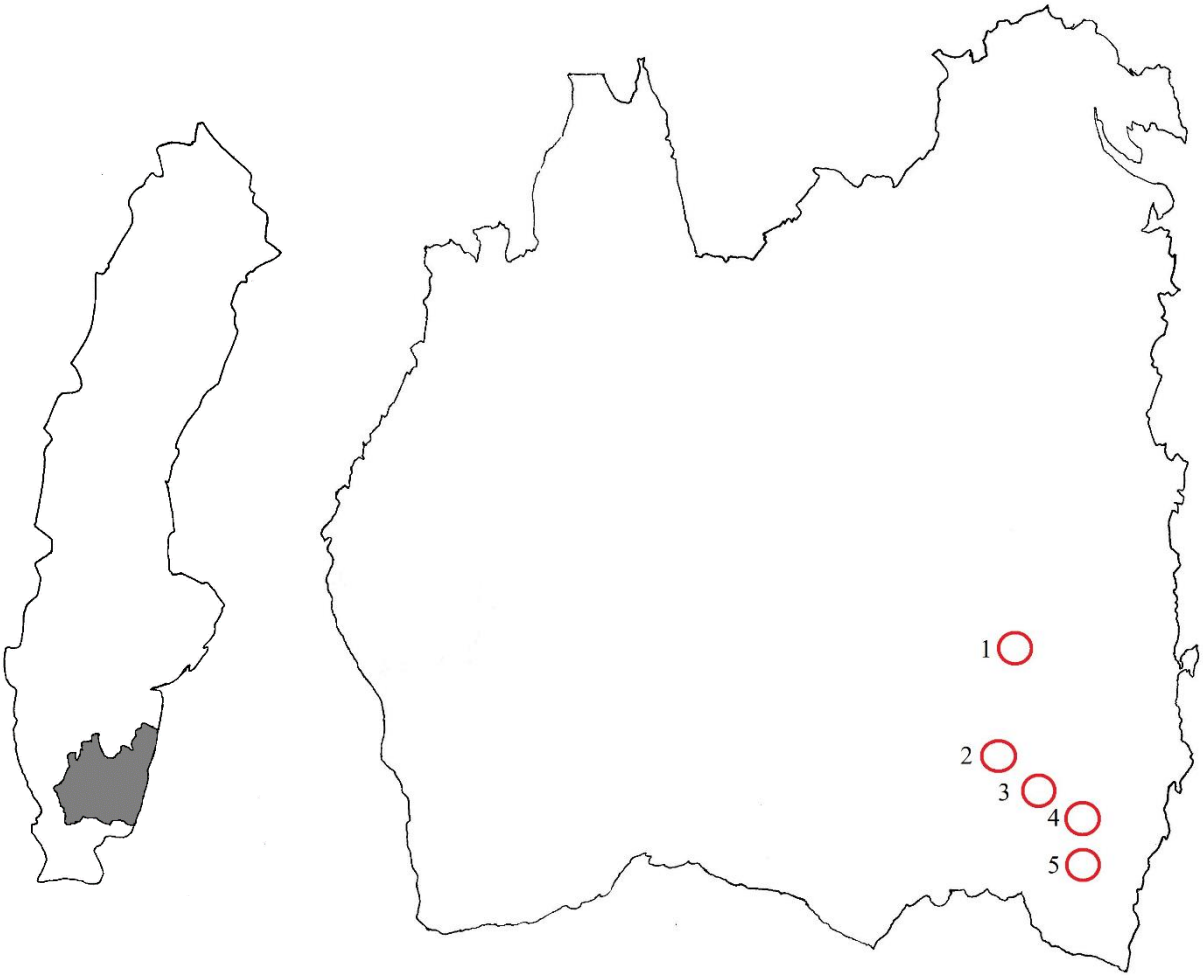
Kvarnekulla referensområde: (RT90: X 6299851, Y 1503447). Nedströms kvarnen. Torrlagd ränna utan vattenflöde, betesmark på båda sidor. Asp *Populus tremula* och klibbal *Alnus glutinosa* förekom. Denna fåra tillhörde inte det egentliga vattendraget utan har fungerat som någon slags kanal till kvarnen. Nr. 1 i figur 2.

Örsjö referensområde: (RT90: X 6286569, Y 1496775). Nedströms kvarnen. Ena sidan sumpskog med mycket död ved och jord, andra mycket tät och svårgenomtränglig granplantering. Högt vattenstånd och starkt strömmande vatten omöjliggjorde åtkomst till de få stenar som fanns i vattenfåran. Nr. 2 i figur 2.

Toresbo referensområde: Nedströms kvarnen. Ena sidan betad åmad med gräs Poacae, andra sidan lövskog med framför allt hassel *Corylus avellana* och ek *Quercus robur*. Få stenar men rikligt med lövträd och blottad jord. Inga lämpliga substrat uppstickande ur vattnet. (RT90: X 6284682, Y 1499347). Nr. 3 i figur 2.

Anebo referensområde: Uppströms kvarnen. Långsamtflytande meandrande vatten i betad åmad med bladvass *Phragmites australis*, vattenklöver *Menyanthes trifoliata* och gräs Poacae. Inga lämpliga substrat uppstickandes ur vattnet. (RT90: X 6279573, Y 1506041). Nr. 4 i figur 2.

Ugglebo referensområde: (RT90: X 6271623, Y 1505872). Nedströms kvarnen. Uträtad och stenlagd åfåra i blandskog med asp *Populus tremula*, vårtbjörk *Betula pendula*, gran *Picea abies* samt hassel *Corylus avellana*. Nr. 5 i figur 2.



Figur 2. Karta över Småland med de undersökta områdena markerade.

Resultat

I de tio undersökta områdena hittades totalt 138 taxa, varav 18 levermossor och 120 bladmossor, fördelade på 45 familjer och 77 släkten (Bilaga 1). Artantalet var signifikant högre vid kvarnarna jämfört med referensområdena (p=0,013). Vid kvarnarna hittades totalt 118 taxa, medelvärde 47,4 och standardavvikelse 4,5, och i referensområdena 91 taxa, medelvärde 30.2±11. Flest arter återfanns i Anebo och Kvarnekulla kvarn där 51 arter hittades. Båda dessa lokaler var belägna i relativt öppet jordbrukslandskap med intilliggande betesmarker. Lägst antal arter, 14 stycken, återfanns i referensområdet för Anebo kvarn, där samtliga arter växte på blottad jord i åkanten. 40 arter återfanns som gynnas av störning eller annan mänsklig påverkan. Av dessa hittades 6 stycken i referensområdena och 34 i kvarnområdena.

Särskilt intressanta arter förekommande i kvarnområdena var ärkebryum *Bryum archangelicum* (sällsynt), praktbryum *B. elegans* (sällsynt), brännbryum *B. creberrimum* (mindre allmän), *Dichelyma capillaceum* (rödlistad som nära hotad (NT), fridlyst enligt §8 och upptagen i EU:s Art- och habitatdirektiv bilaga 2), stenfickmossa *Fissidens pusillus* (sällsynt), klängmossa *Homomallium incurvatum* (mindre allmän), fagerblommossa *Schistidium elegantulum* (sällsynt och nytt landskapsfynd) och stenulota *Ulota hutchinsiae*

(sällsynt). Älvblommossa *Schistidium agassizii* som uppges vara sällsynt i södra delarna av landet var rikligt förekommande i fyra av kvarnområdena. Uppgifter om arternas frekvens är hämtade från Hallingbäck (1996). I ett av referensområdena hittades klasbryum *Bryum demaretianum* som ny för landskapet och även rödlistad i kategorin nära hotad (NT).

Betong och murbruk fanns i samtliga kvarnområden men saknades i alla referensområden utom Kvarnekulla referensområde. Stenblock uppstickandes ur vattnet saknades helt i två referensområden, hade låg förekomst i två och hög förekomst i Kvarnekulla referensområde som dock var i stort sett helt torrlagd.

Resultatet av diskriminantanalysen visar en korrekt kategorisering i 90% av fallen. Endast referensområdet Kvarnekulla klassificerades som ett kvarnområde i analysen. Analysen tyder på en måttlig separering mellan grupperna med Eigenvalue 4,000 och canonical correlation=0,984. Vidare är Wilk's lambda=0,200, chi^2=6,438 och p-värde=0,598. Dessa värden tyder på att artsammansättningen mellan kvarn- och referensområde skiljer sig åt men resultatet är inte statistiskt signifikant.

Totalt identifierades 14 arter som karakteristiska för kvarnområden och en art klassificerades som karakteristisk för referensområden. Två arter återfanns i 100% av kvarnarna och 0% av referensområdena och kunde därför inte inkluderas i analysen (Tabell 1).

Tabell 1. Arter med signifikant olika frekvens i kvarn- och referensområden, samt antal förekomster i kvarn- respektive referensområden.
***Kunde inte inkluderas i testet då förekomster saknades i referensområdena men hade 100% förekomst i kvarnområdena.**

Art	P-värde	Wilk's Lambda	Kvarn	Referens
Amblystegium serpens	0,004	0,333	5	1
Bryum argenteum	0,004	0,333	4	0
Bryum capillare	0,004	0,333	4	0
Ceratodon purpureus	0,04	0,571	5	2
Fissidens pusillus	0,004	0,333	4	0
Grimmia muehlenbeckii	0,004	0,333	4	0
Grimmia pulvinata	0,004	0,333	5	1
Lejeunea cavifolia	0,04	0,571	0	3
Orthotrichum rupestre	0,04	0,571	3	0
Racomitrium aciculare	0,04	0,571	5	2
Rhytidiadelphus squarrosus	0,04	0,571	5	2
Rhytidiadelphus triquetrus	0,04	0,571	3	0
Schistidium agassizii	0,004	0,333	4	0
Schistidium crassipilum	0,04	0,571	3	0
Sciuro-hypnum plumosum	0,004	0,333	5	1
*Syntrichia ruralis**	-	-	5	0
*Tortula muralis**	-	-	5	0

Diskussion

Substratmångfald och artmångfald

En av de största skillnaderna mellan kvarn- och referensområde var tillgången på lämpliga substrat. I flera av referensområdena saknades substrat som stack upp ur vattnet helt vilket leder till att vissa arter inte har någon möjlighet att etablera sig. Förekomsten av lämpliga substrat i kvarnområdena var däremot hög, framför allt förekomsten av sten och betong. Storleksmässigt vara heterogeniteten hög, från större stenblock och betongfundament till små stenar och rester av murbruk som låg löst i vattnet. Mossor är vanligast förekommande på större substrat som har en större stabilitet och skapar fler mikrohabitat än mindre substrat och därför är en hög förekomst av större substrat är troligen positivt för den sammanlagda artmångfalden. Detta beror bland annat på att större substrat kan hysa större individer vilket minskar risken för total utrotning vid störningar (Englund, 1991)

Kopplingen mellan substrat-pH och förekomsten av mossor är välkänd (Bates, 1992; Tyler & Olsson, 2016). Det finns arter som är indifferenta vad gäller substrat-pH, alltså arter som kan växa både på sura och basiska substrat, men många mossarter har en tydlig specificitet med avseende inom vilka pH-intervall de kan växa. (Bates, 1992). På platser med varierade geologiska förutsättningar i form av stenblock bestående av olika bergarter med olika pH kan helt olika artsamhällen växa sida vid sida trots att de makroklimatiska förutsättningarna är desamma (Smith, 1982). Detta mönster var uppenbart i kvarnområdena där artsammansättningen skilde sig väsentligt mellan stenblock och betong/murbruk. Vanligt förekommande på sten i vattendraget i kvarnområdena var bäckraggmossa *Racomitrium aciculare*, bäckgräsmossa *Sciuro-hypnum plumosum* och älvblommossa *Schistidium agassizii*. Dessa arter växer ofta ihop och trivs på mer svårvittrade stenblock med lägre pH-värden som regelbundet översvämmas (ArtDatabanken, u.å, von Krusenstjerna, 1945; Tyler & Olsson, 2016). Att dessa arter var så vanligt förekommande på stenblock tyder på att den underliggande geologin troligtvis består av bergarter med relativt lågt pH (SGU, u. å). Enligt Tyler och Olssons (2016) mätningar av substrat-pH för mossor i Skåne har både *R. aciculare* och *S. plumosum* ett medianvärde på pH 5,8, för *S. agassizii* finns för lite data. På betongfundament och mindre bitar av murbruk som fanns inom kvarnområdena förekom till exempel *Syntrichia ruralis, Tortula muralis* och *Schistidium crassipilum.* Dessa arter har enligt Tyler och Olsson (2016) ett pH-medianvärde på ~7,0. Det är framför allt när betongen har börjat vittra sönder som mosspåväxten blir påtaglig, vilket troligen beror på att fler mikrohabitat skapas och att karbonatjoner frigörs vilket i sin tur leder till ökad alkalinitet (Sakovich & Rykovsky, 2011).

De nämnda calcifila arterna är relativt vanliga arter som återfinns i diverse bebyggda områden, även inne i städer (ArtDatabanken, u.å.), men också i naturliga miljöer med kalksten. På betong och murbruk i kvarnområdena hittades också ett antal mindre vanliga arter (ArtDatabanken, u. å.). Praktbryum *Bryum elegans* förekom i två kvarnområden. Från Småland finns sedan tidigare bara en handfull fynd av denna art från norra delen av landskapet och dessa är från slutet av 1800-talet (Virtuella herbariet, 2018), samt ett sentida fynd från 2008 (Artportalen, 2018). Arten återfinns på kalkhaltiga underlag som är blöta till

fuktiga under vår och vinter men som under sommarhalvåret torkar ut (ArtDatabanken, u.å.). Eftersom de undersökta kvarnarna har en lång kontinuitet är det troligt att dessa arter har funnits där under relativt lång tid. Inga fynd vid kvarnar är kända sedan tidigare och flest fynd är gjorda på bar jord i betesmarker och på exponerade klippor (ArtDatabanken, u. å.). Fagerblommossa *Schistidium elegantulum* har inga tidigare kända fynd från Småland. Den växer också på kalkhaltiga underlag och i föreliggande undersökning hittades den på betong på samma lokal som *B. elegans*, vilket också var den artrikaste lokalen.

Eftersom mängden arter inom vattendragets gränser var så pass låg i referensområdena har den kringliggande miljön troligtvis en större påverkan på hur artsammansättningen såg ut än i kvarnområdena (Luis et al., 2010). Till exempel var artantalet lägst i Anebo referensområde där det enda tillgängliga substratet var blottad jord, medan det i Kvarnekulla referensområde, som hade det högsta artantalet bland referensområdena, fanns en stor variation i landskapet och många fler lämpliga substrat fanns tillgängliga. Generellt sett var referensområdena mer heterogena med avseende på den kringliggande miljön medan det i kvarnområdena såg ungefär lika dant ut i varje undersökningsområde.

Störningar och mänsklig aktivitet

Förekomsten av störningsgynnade arter var högre i kvarnområdena, både i vattenmiljön och i intilliggande miljöer. På grund av den mänskliga aktivitet som historiskt sett varit förknippad med dessa miljöer har förutsättningar skapats för arter som gynnas av störning och detta märks i resultatet då störningsgynnade arter såsom brännmossa *Ceratodon purpureus* och silvermossa *Bryum argenteum* (ArtDatabanken, u. å.) var betydligt vanligare i kvarnområdena.

Enligt den s.k. intermediära störningsteorin (Connell, 1978) är en hög grad av störningar negativt för artmångfald då bara ett fåtal arter klarar av det, men även mycket låga nivåer av störning är negativt då sådana miljöer kan tas över av konkurrenskraftiga arter. Som nämndes i inledningen är intermediära störningsnivåer mest gynnsamt för en hög artmångfald då detta tillåter arter från båda ändarna av störningsspektrat att samexistera. I kvarnområdena förekommer störningar främst i form kraftiga strömmar, vattenståndsfluktuationer och substratrörelse. Eftersom kvarnarnas syfte varit att utvinna energi ur vattnet har anläggningarna utformats på sådant sätt att strömmarna blir så starka som möjligt och de placerades ofta på platser med bra förutsättningar för detta (Länsstyrelsen, 2018). Starka strömmar är alltså tätt förknippat med dessa miljöer och är en viktig faktor för utformningen av artsamhället. Mycket starka strömmar leder till bortspolning av växter och sådana miljöer innehåller ofta få arter (Biggs, 1996; Suren & Duncan, 1999; 1995; Monteiro & Vieira, 2017). Strömmar är också en av orsakerna till substratrörelse, vilket har en stark påverkan på hur mossamhället ser ut (Suren & Duncan, 1999). Intermediära nivåer av störningar skapade av vattenströmmar bidrar till att skapa heterogenitet i miljön (Englund, 1991) och i Kimmerer och Allens (1982) studie visade de att plötsliga översvämningar tog bort de dominerande arterna vilket skapade blottor i substratet som sedan kunde koloniseras av mer konkurrenssvaga och opportunistiska arter. I frånvaro av denna störning minskade artmångfalden.

På de mer turbulenta platserna hittades stenfickmossa *Fissidens pusillus,* en lågväxt och morfologiskt tålig art med hög koloniseringshastighet som är typisk för frekvent störda fluviala områden (Muotka & Virtanen, 1995). Den fanns i fyra av kvarnområdena och växte främst på små bitar av murbruk eller betong som låg precis i vattenlinjen, vilket är i överensstämmelse med vad som är känt om arten från andra platser (ArtDatabanken, u. å).

I de undersökta kvarnområdena var strömmarna starkare än i referensområdena där vattnet i de flesta fall var mycket långsamtflytande. Detta i kombination med den låga mängden substrat i vattnet gör att den enda av de tre diskuterade störningsfaktorerna som är aktiv är vattenståndsfluktuationer. Referensområdena var troligtvis mer stabila miljöer med för lite störningar och detta påverkar artmångfalden negativt.

Naturvårdsåtgärder i rinnande vatten

Att avlägsna vandringshinder i form av dammar och andra konstruktioner kopplade till vattenkvarnar har blivit en vanligt förekommande metod för att förbättra den ekologiska statusen i ett vattendrag (Naturvårdsverket, 2006; Carlson et al., 2018; Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Dessa åtgärder utförs ofta med syftet att skapa fria vandringsvägar och lekplatser för laxfiskar (Lepori et al., 2005), men det finns stora kunskapsbrister kring vilka effekter dessa åtgärder har på andra organismgrupper (Louhi et al., 2011; Sullivan & Manning, 2017). Att maximera de positiva effekterna för en art eller organismgrupp innebär inte per automatik att övriga biologiska värden påverkas på samma positiva sätt (Louhi et al., 2011) och det är därför viktigt att väga samman de olika effekter som utrivningen av en kvarndamm, eller andra restaureringsåtgärder i vattendrag, kan ha. Om strukturer, som till exempel dammvallar, tas bort försvinner också de arter som lever där och det är därför viktigt att inte ha ett för ensidigt fokus när restaureringsåtgärder ska planeras då dessa, ofta kostsamma insatser (Naturvårdsverket & Fiskeriverket, 2008) riskerar att förstöra höga biologiska värden. Även om element sparas för att bevara mossfloran kan förändringar i vattenföringen (Bednarek, 2001) påverka arter negativt genom att de mikroklimatiska förutsättningarna förändras. Vid en studie i Finland fann man att åtgärder syftande till att återställa uträtade kanaler från flottningstiden hade stora negativa effekter på täckningsgraden av akvatiska mossor (Moutka & Syrjänen, 2007). Detta kan i sin tur leda till förändringar i populationer av akvatiska ryggradslösa djur som i stor utsträckning finner sin föda i partiklar som fångas upp och hålls kvar av mossor (Muotka & Syrjänen, 2007).

Det är inte bara mossor som riskerar att drabbas av negativa effekter vid restaurerande åtgärder i vattendrag. Dammutrivningar innebär nästan alltid en negativ påverkan på de kulturella värden som finns i dessa miljöer (Länsstyrelsen, 2017) vilket kan leda till intressekonflikter mellan kultur- och miljömässiga värden. Då biologiska och kulturella värden i vatten ofta anses vara oförenliga är insikten om kvarnars positiva effekter på artmångfald bland mossor viktig att belysa.

Framtida studier bör syfta till att mer detaljerat undersöka hur olika faktorer påverkar mossflorans sammansättning vid vattenkvarnar. Till exempel hur artsammansättningen skiljer sig mellan kvarnar med och utan betong och hur den omgivande miljön påverkar artsammansättningen vid kvarnarna. Dessutom bör studier göras på hur artsammansättning och artmångfald påverkas av en dammutrivning, både på lång och kort sikt.

Resultaten av denna studie visar att vattenkvarnar hyser en betydligt artrikare mossflora med andra arter än vattendraget i övrigt och det är uppenbart att utrivandet av kvarndammar kan ha negativa effekter för dessa arter. När utrivning av en kvarndamm planeras är det viktigt att först undersöka hur förekomsten av mossor ser ut på den aktuella platsen och om mossfloran är artrik eller hyser ovanliga eller på annat sätt skyddsvärda arter bör detta tas i beaktande när nyttan av insatsen värderas. På platser med särskilt värdefull mossflora bör inga åtgärder göras som riskerar att förstöra dessa värden. Med tanke på den stora mängd vattenhinder som finns i svenska vattendrag (SMHI, 2017) är det troligtvis inte svårt att rikta naturvårdande insatser mot platser som saknar höga bryologiska värden.

Tack

Tack till Kjell Georgson, Torbjörn Tyler och Henrik Weibull för hjälp med artbestämningar och utformning av studien.

Referenser

Bates, J. W. (1982). The role of exchangeable calcium in saxicolous calcicole and calcifuge mosses. *New Phytologist* 90: 239-252.

Bates, J. W. (1992). Mineral nutrient acquisition and retention by bryophytes. *Journal of Bryology 17*: 223–240.

Bates, J. W. (1995). Numerical analysis of bryophyte – environment relationships in a lowland English flora. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 40: 471–490.

Bates, J. W., Farmer, A. M. (1990) An experimental study of calcium acquisition and its effects on the calcifuge moss Pleurozium schreberi. *Annals of Botany* 65: 87– 96.

Bednarek, A. T. (2001). Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management* 27: 803-814.

Biggs, B. J. F. 1996. Hydraulic habitat of plants in streams. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 131–144.

Carlson, P. E., Donadi, S., Sandin, L. (2018). Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. *Journal of Applied Ecology* 55: 1896-1907.

Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.

Cleavitt, N. (2001). Disentangling moss species limitations: the role of physiologically based substrate specificity for six species occurring on substrates with varying pH and percent organic matter. *The Bryologist* 104: 59–69.

Darby, S., Sear, D. (2008) *River restoration: Managing the uncertainty in restoring physical habitat.* West Sussex: Wiley & Sons, Ltd.

Downes, B.J., Entwisle, T. J., Reich, P. (2003). Effects of flow regulation on disturbance frequencies and in-channel bryophytes and macroalgae in some upland streams. *River Research and Applications* 19: 27-42.

Englund, G. (1991). Effects of disturbances on stream moss and invertebrate community structure. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 143-153.

Englund, G., Jonsson, B. G., Malmqvist, B. (1995). Effects of flow regulation on bryophytes in north Swedish rivers. *Biological Conservation* 79: 79-86.

Gecheva, G., Pall, K., Hristeva, Y. (2017). Bryophyte communities' responses to environmental factors in highly seasonal rivers. *Botany letters* 164: 79-91.

Glime, J. M., Vitt, D. H. (1984). The physiological adaptations of aquatic Musci. *Lindbergia* 10: 41–52.

Hallingbäck, T. 1996. *Ekologisk katalog över mossor. [The bryophytes of Sweden and their ecology].* Uppsala: ArtDatabanken SLU.

Hallingbäck, T. (2005). *Bladmossor: Sköldmossor - blåmossor: Bryophyta: Buxbaumia – Leucobryum.* Uppsala: ArtDatabanken SLU.

Hallingbäck, T., Lönnell, N., Weibull, H. (2008) *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. [AJ 24–36], Bladmossor. Kompaktmossor - kapmossor: Bryophyta: Anoectangium – Orthodontium.* Uppsala: ArtDatabanken SLU.

Havs- och vatenmyndigheten. (2018). *Levande sjöar och vattendrag.* https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljomal--direktiv/sveriges-miljomal/levande-sjoar-och-vattendrag.html [2019-01-04].

Hedenäs, L., Hallingbäck, T. (2014). *Bladmossor: Skirmossor - baronmossor: Bryophyta: Hookeria – Anomodon.* Uppsala: ArtDatabanken SLU.

Janson, R., Rahmqvist, S., Skoglund., L. (1974) *1:4 Uppland, Tiundaland: Tierps, Våla, Vendels, Olands och Närdinghundra härader*. Stockholm: Almqvist & Wiksell.

Karlsson, F. (1988). Inventering och dokumentation av befintliga och rester av vatten- och sågkvarnar i Madesjö och Kristvalla församlingar: upprättad 1996–98. Nybro.

Kim, S., Toda, Y., Tsujimoto, T. (2015). Geomorphological and riparian vegetation responses following a low-head dam removal: a study based on literature review. *International Journal or River Basin Management* 13: 315-324.

Kimmerer, R. W., Allen, T. F. H. (1982). The role of disturbance in the pattern of a riparian bryophyte community. *The American Midland Naturalist* 2: 370–383.

von Krusenstierna, E. (1945). Bladmossvegetation och bladmossflora i Uppsala-trakten. Diss. Uppsala: Uppsala universitet.

Lamke, L. (2015a). *K0781-M020 Örsjö kvarndamm.* http://ext-dokument.lansstyrelsen.se/Kalmar/Invava/%C3%96rsj%C3%B6.pdf [2019-03-03].

Lamke, L. (2015b). *K0781-M030 Toresbo*. http://ext-dokument.lansstyrelsen.se/Kalmar/Invava/Toresbo.pdf [2019-03-03].

Lamke, L. (2015c) *K0781-M040 Anebokvarn*. http://ext-dokument.lansstyrelsen.se/Kalmar/Invava/Anebo.pdf [2019-03-03]

Lang, P., Murphy, K. J. (2012). Environmental drivers, life strategies and bioindicator capacity of bryophyte communities in high-latitude headwater streams. *Hydrobiologia* 679: 1-17.

Lepori, F., Palm, D., Brännäs, E., Malmqvist, B. (2005). Does restoration of stuctural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications* 15: 2060-2071.

Lisius, G. L., Snyder, N. P., Collins, M. J. (2018). Vegetation community response to hydrologic and geomorphic changes following dam removal. *River Res Applic*. 34: 317–327.

Louhi, P., Myrkä, H., Paavola, R., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A., Muotka, T. (2011). Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Applications* 21: 1950–1961.

Länsstyrelsen i Västra Götaland. (2018). *Vårda vattendragens kulturarv*. www.vardavattendragen.se [2019-01-04].

Monteiro, J., Vieria, C. (2017). Determinants of stream bryophyte community structure:bringing ecology into conservation. *Freshwater Biology* 62: 695–710.

Muotka, T., Virtanen, R. (1995). The stream as a habitat templet for bryophytes: species´ distributions along gradients in disturbance and substratum heterogeneity. *Freshwater Biology* 33: 141-160.

Muotka, T., Syrjänen, J. (2007). Changes in habitat structure, benthic invertebratediversity, trout populations and ecosystem processes inrestored forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology* 52: 724–737.

Naturvårdsverket. (2006). *Restaurering av vattendrag i landskapsperspektiv* (rapport 5565). https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5565-8.pdf [2019-01-04].

Naturvårdsverket och Fiskeriverket. (2008). *Ekologisk restaurering i vattendrag.* Havs- och vattenmyndigheten. https://www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/publikationer/aldre-publikationer/ovriga-publikationer-fran-fiskeriverket/2012-02-07-ekologisk-restaurering-av-vattendrag.html. [2019-01-04].

Paton, J. A. (1999). *The liverwort flora of the British Isles.* Leiden: Koninklijke Brill NV.

Proctor, M. C. F. (2014). The diversification of bryophytes and vascular plants in evolving terrestrial environments. I: Hanson, D., Rice, S. (eds). Photosynthesis in bryophytes and early land plants. Advances in photosynthesis and respiration (including bioenergy and related processes), vol 37. Dordrecht: Springer.

Reynolds, T. S. (1983). *Stronger than a hundred men – A history of the vertical water wheel*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

Riis, T., Suren, A. M., Clausen, B., Sand-Jensen, K. (2008). Vegetation and flow regime in lowland streams. *Freshwater Biology* 53: 1531-1543.

Rubin, S. P., Miller, I. M., Foley, M. M., Berry, D. H., Duda, J. J., Hudson, B., Elder, N. E., Beirne, M. M., Warrick, J. A., McHenry, M. L., Stevens, A. W., Eidam, E. F., Ogston, A. S., Gelfenbaum, G., Pedersen, R. (2017). Increased sediment load during a large-scale dam removal changes nearshore subtidal communities. *PLoS ONE* 12: e0187742.

Scarlett, P., O'Hare, M. (2006). Community structure of in-stream bryophytes in English and Welsh rivers. *Hydrobiologia* 553: 143-152.

Sakovich, A., Rykovsky, G. (2011). Comparative analysis of the bryophyte floras of northwest Belarus concrete fortification and the Carpathians. *Biodiversity Research and Conservation* 24: 23-27.

Sethi, S. A., Selle, A. R., Doyle, M. W., Stanley, E. H., Kitchel, H. E. (2004). Response of unionid mussels to dam removal in Koshkonong Creek, Wisconsin (USA). *Hydrobiologia* 525: 157-165.

Slack, N. G., Glime, J. M. (1985). Niche relationships of mountain stream bryophytes. *The Bryologist* 88: 7–18.

SMHI. (2017). *Damm- och sjöregister.* http://vattenwebb.smhi.se/svarwebb [2019-01-04].

Smith, A. J. E. (1982) Epiphytes and Epiliths. I: Smith, A. J. E. *Bryophyte Ecology*. Dordrecht: Springer.

Stream Bryophyte Group (1999). Roles of bryophytes in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 151-184.

Sullivan, P., Manning, D. (2017). Seasonally distinct taxonomic and functional shifts in macroinvertebrate communities following dam removal. *PeerJ*: 5: e3189.

Suren, A. M. (1991). Bryophytes as invertebrate habitat in two New Zealand alpine streams. *Freshwater Biology* 26: 399-418.

Suren, A. M. (1996). Bryophyte distribution patterns in relation to macro-, meso-, and micro-scale variables in South Island, New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 30: 501-523.

Suren, A. M. (1999). Rolling stones and mosses: Effect of substrate stability on bryophyte communities in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 457-467.

Tremp, H., Kampmann, D., Schulz, R. (2012). Factors shaping submerged bryophyte communities: A conceptual model for small mountain streams in Germany. *Limnologica* 42: 242-250.

Tyler, T., Bengtsson, F., Dahlberg, C. J., Lönnell, N., Hallingbäck, T., Reitalu, T. (2018). Determinants of bryophyte species composition and diversity on the Great Alvar of Öland, Sweden. *Journal of Bryology* 40: 12-30.

Tyler, T., Olsson, P. A., (2016) Substrate pH ranges of south Swedish bryophytes – Identifying critical pH values and richness patterns. *Flora* 223: 74–82.

Vattenmyndigheterna. (u.å.). *Hagbyåns avrinningsområde med kustområde 78/79 (Halltorpsån) och 77/78*. http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/sa-har-arbetar-vi/vara-projekt/Sidor/delprojekt2-harooversikter.aspx [2019-01-09].

Weibull, H. (2016). *Åtgärdsprogram för sällsynta skapanior på tidvis översvämmad ved* https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/6600/978-91-620-6655-0 [2019-01-04].

Wulf, P., Pearson, R. G. (2016). Mossy stone gather more bugs: moss as habitat, nurseries and refugia for tropical stream invertebrates. *Hydrobiologia* 790: 167–182.

Bilaga 1.

Artlista med samtliga arter funna vid kvarnområden och referensområden.

Art	Anebo kvarn	Kvarnekulla kvarn	Toresbo kvarn	Ugglebo kvarn	Örsjö kvarn	Anebo REF	Kvarnekulla REF	Toresbo REF	Ugglebo REF	Örsjö REF
Abietinella abietina	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amblystegium serpens	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0
Antitrichia curtipendula	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Atrichum tenellum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Atrichum undulatum	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Aulacomnium androgynum	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Aulacomnium palustre	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Barbilophozia barbata	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
Barbula convoluta	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Barbula unguiculata	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Blasia pusilla	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachytheciastrum velutinum	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
Brachythecium albicans	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0
Brachythecium rivulare	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Brachythecium rutabulum	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
Brachythecium salebrosum	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
Bryoerythrophyllum recurvirostrum	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Bryum archangelicum	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Bryum argenteum	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Bryum caespiticium	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Bryum capillare	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Bryum creberrimum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bryum demaretianum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Bryum dichotomum	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Bryum elegans	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Bryum moravicum	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0
Bryum pallens	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Bryum pseudotriquetrum	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Bryum rubens	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Calliergon cordifolium	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Calliergonella cuspidata	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1
Calypogeia fissa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Campylium protensum	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Cephaloziella sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Cephalozia bicuspidata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ceratodon purpureus	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1
Climacium dendroides	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Dichelyma capillaceum	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
Dicranella heteromalla	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1
Dicranum fuscescens	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Dicranum montanum	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Dicranum polysetum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Dicranum scoparium	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1
Didymodon rigidulus	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Ditrichum cylindricum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ditrichum pusillum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fissidens adianthoides	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1
Fissidens bryoides	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fissidens osmundoides	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1
Fissidens pusillus	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0
Fontinalis antipyretica	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1
Fossombronia wondraczekii	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0

Funaria hygrometrica	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Frullania dilatata	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Grimmia hartmanii	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
Grimmia muehlenbeckii	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Grimmia pulvinata	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
Hedwigia ciliata	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0
Herzogiella seligeri	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Homalothecium sericeum	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Homomallium incurvatum	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Hylocomium splendens	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Hypnum cupressiforme	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
Isothecium alopecuroides	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Kindbergia praelonga	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0
Lejeunea cavifolia	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
Leptobryum pyriforme	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Leptodictyum riparium	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
Leucodon sciuroides	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
Lophocolea heterophylla	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Metzgeria furcata	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
Mnium hornum	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1
Nowellia curvifolia	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Orthotrichum affine	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0
Orthotrichum diaphanum	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Orthotrichum anomalum	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0
Orthotrichum obtusifolium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthotrichum speciosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Orthotrichum rupestre	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Pellia sp.	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1
Plagiochila asplenoides	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
Plagiochila porelloides	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Plagiomnium affine	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1
Plagiomnium cuspidatum	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
Plagiomnium ellipticum	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Plagiothecium succulentum	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Plagiothecium denticulatum	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Plagiomnium undulatum	0	1	1	0	0	0	1	1	0	1
Pleurozium schreberi	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0
Pogonatum aloides	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Pogonatum nanum	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Pogonatum urnigerum	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Pohlia annotina	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Pohlia bullbifera	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Pohlia camptotrachela	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pohlia drummondii	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Pohlia nutans	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Polytrichastrum formosum	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1
Polytrichum juniperinum	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Polytrichum piliferum	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Porella platyphylla	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Pseudocampylium radicale	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Pseudoscleropodium purum	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1
Ptilidium ciliare	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ptilidium pulcherrimum	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1
Pylaisia polyantha	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Racomitrium aciculare	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1
Racomitrium heterostichum	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0
Racomitrium lanuginosum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Radula complanata	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1

Rhizomnium punctatum	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1
Rhynchostegium riparoides	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhytidiadelphus loreus	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Rhytidiadelphus squarrosus	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0
Rhytidiadelphus triquetrus	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Scapania curta	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sanionia uncinata	0	1	0	1	1	0	1	1	1	1
Scapania nemorea	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
Scapania undulata	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Schistidium agassizii	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Schistidium apocarpum	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Schistidium crassipilum	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Schistidium elegantulum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schistidium papillosum	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciuro-hypnum plumosum	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
Sciuro-hypnum populeum	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
Sciuro-hypnum reflexum	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Sphagnum fimbriatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sphagnum palustre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sphagnum squarrosum	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Tetraphis pellucida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Syntrichia ruralis	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Thuidium delicatulum	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Thuidium tamariscinum	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
Tortula muralis	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Tortula truncata	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulota crispa	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Ulota hutchinsiae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Eric Lundén

HÖGSKOLAN
I HALMSTAD

Besöksadress: Kristian IV:s väg 3
Postadress: Box 823, 301 18 Halmstad
Telefon: 035-16 71 00
E-mail: registrator@hh.se
www.hh.se