

# Anlagda våtmarker som flödesbuffrare

Hur skapar vi synergieffekter med  
biologisk mångfald och pollinering?

---

John A. Strand, Peter A. Hambäck,  
Lea D. Schneider, Sofia Hedman,  
David Åhlén, Björn K. Klatt,  
Imenne Åhlén, Kalle Töttrup,  
Lisa Feuerbach Wengel, Jerker Jarsjö

RAPPORT 7148 | MAJ 2024



# Anlagda våtmarker som flödesbuffrare

## Hur skapar vi synergieffekter med biologisk mångfald och pollinering?

av John A. Strand<sup>1\*</sup>, Peter A. Hambäck<sup>2</sup>, Lea D. Schneider<sup>1</sup>, Sofia Hedman<sup>1</sup>,  
David Åhlén<sup>2</sup>, Björn K. Klatt<sup>1,3,4</sup>, Imenne Åhlén<sup>5</sup>, Kalle Töttrup<sup>1</sup>,  
Lisa Feuerbach Wengel<sup>1</sup> & Jerker Jarsjö<sup>5</sup>

### \*Kontaktperson:

John Strand

Natur- och vattenvårdsgruppen, Hushållningssällskapet Halland,

Lilla Böslid 146, 305 96 Eldsberga

John.strand@hushallningssallskapet.se

### Författarnas tillhörighet:

<sup>1</sup>Natur- och vattenvårdsgruppen, Hushållningssällskapet Halland

<sup>2</sup>Institutionen för Ekologi, Miljö och Botanik, Stockholms universitet

<sup>3</sup>Biodiversitet och bevarandevetenskap, Lunds universitet

<sup>4</sup>Akademien för företagande, innovation och hållbarhet, Högskolan i Halmstad

<sup>5</sup>Institutionen för naturgeografi, Stockholms universitet

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7148-6

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Sofia Hedman (överst vänster samt höger) och John Strand (nederst vänster)



# Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ”Anlagda våtmarker som flödesbuffrare”. Projektet är ett av åtta projekt som genomförts inom forskningsatsningen Våtmarkers ekosystemtjänster.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som kunde stärka möjligheterna att på bästa sätt restaurera och anlägga våtmarker i landskapet för att skapa så stor nytta som möjligt för ekosystemen och samhället. Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av John A. Strand, Lea D. Schneider, Sofia Hedman, Kalle Töttrup och Lisa Feuerbach Wengel från Hushållningssällskapet Halland, Peter A. Hambäck, Imenne Åhlén, David Åhlén och Jerker Jarsjö från Stockholms universitet samt Björn K. Klatt som representerar både Hushållningssällskapet Halland, Lunds universitet och Högskolan i Halmstad.

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av Maria Elenius (SMHI) och Hjalmar Laudon (SLU) samt för praktisk relevans av Helena Öberg (Naturvårdsverket).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm i april 2024

Marie Uhrwing  
Avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

# Innehåll

<b>Sammanfattning</b>	6
<b>Summary</b>	8
<b>1. Inledning</b>	10
1.1 Frågeställningar	12
1.2 Definitioner och avgränsningar	12
<b>2. Metoder</b>	14
2.1 Identifiering och urval av avrinningsområden och våtmarker	15
2.2 Markägarkontakter	16
2.3 Våtmarkernas vattennivåvariation	17
2.4 Våtmarkernas batymetri samt in- och utloppslösningar	18
2.5 Jordarter	20
2.6 Vattenflöden i vattendragen	21
2.7 Avrinningsområden och tillrinningsområden	22
2.8 Dataanalyser & modellering – buffringskapacitet	22
2.8.1 Extraktion och kalibrering av vattennivåer	22
2.8.2 Flödesbuffringens storlek och frekvens i enskilda våtmarker	23
2.8.3 Flödesbuffringens effekter på landskapsskala	25
2.9 Akvatiska makrofyter och omgivande vegetation	26
2.10 Leddjur i den akvatisk-terrestra gränzonen och omgivande marker	28
2.10.1 Insamling via Malaise-fällor, dammsugning, fallfällor och färgskålar	28
2.10.2 Uttorkningsförsök	30
2.10.3 Trollsländor	31
2.10.4 Pollinatörer	31
2.11 Markägarenkät	32
<b>3. Resultat</b>	33
3.1 Våtmarkernas egenskaper och typindelning	33
3.2 Våtmarkernas tillrinningsområden samt vattendragens avrinningsområden och vattenflöden	35
3.3 Våtmarkers buffringsförmåga	38
3.4 Samband mellan buffring och andra våtmarkskaraktäristika	43
3.5 Buffringsvolym och effekter på landskapsnivå	48
3.6 Effekt av vattennivåvariationer och våtmarksdesign på leddjur	49
3.6.1 Småkryp i strandzonen	49
3.6.2 Pollinatörer	52
3.6.3 Trollsländor	53
3.7 Undervattensvegetation	56
3.8 Markägarenkät	57
<b>4. Diskussion</b>	60
4.1 Slutsatser och rekommendationer	66
<b>5. Tack</b>	69
<b>6. Referenser</b>	70

<b>Bilaga 1. Datasammanställning</b>	74
<b>Bilaga 2. Kartor</b>	77
<b>Bilaga 3. Enkätfrågor</b>	82
<b>Bilaga 4. Informationsskylt för projektet</b>	84
<b>Bilaga 5. Informationsskylt vid uttorkningsförsök</b>	85
<b>Bilaga 6. Publikationer från projektet</b>	86

# Sammanfattning

Anlagda våtmarker har använts som naturbaserade lösningar på miljöproblem sedan 1990-talet i Sverige, framför allt i jordbrukslandskapet. Inledningsvis var huvudsyftet kostnadseffektiva åtgärder för att minska övergödningseffekter i havet men även våtmarkers positiva effekt på den biologiska mångfalden betonades tidigt. Under det senaste decenniet har anlagda våtmarker också diskuterats som lösning på andra miljönyttor, som flödesbuffring, vattenmagasinering och för att hålla kvar kol i organogena marker. För de senare ekosystemtjänsterna är forskningsläget emellertid osäkert och för vissa, såsom flödesbuffring, har det saknats faktiska mätdata. Denna brist är speciellt tydligt på de större landskapskalor som behöver studeras för att exempelvis förstå våtmarkers och våtmarkslandskapets förmåga att förhindra översvämning lokalt och av nedströms belägna områden. I frånvaro av mätdata har förväntade positiva effekter i stället modellerats fram genom att utgå från parametrar som nederbörd och avrinningsområdets egenskaper.

För att studera betydelsen av anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet på flödesbuffring, dvs vattenmagasineringsförmågan, samt hur denna förmåga påverkar biologisk mångfald, har projektet samlat ett konsortium av experter och forskare inom framför allt ekologi och hydrologi. Inom ramen för projektet har en omfattande och strategisk provtagning genomförts under 3 år, av hydrologiska och ekologiska parametrar samt biologisk mångfald. Förutom dessa fältmätningar har även markägarnas åsikter kring värdet av sina anlagda våtmarker undersökts.

Resultaten visar att anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet har en stor potential att fungera som flödesutjämnare och buffra vatten både i den enskilda våtmarken och på landskapsnivå. Samtidigt gynnas en stor mängd organismgrupper, inklusive specialiserade våtmarksarter på nationella hotlistor. Resultaten visar också att för både flödesbuffring och biologisk mångfald finns flera avgörande parametrar vad gäller placering och design som styr hur väl en våtmark faktiskt levererar dessa ekosystemtjänster.

De anlagda våtmarkerna i studien är huvudsakligen grävda dammar optimerade för näringsavskiljning och var därigenom relativt små och tog huvudsakligen emot dräneringsvatten från åkermark. Trots storleken bidrog de undersökta våtmarkerna till att dämpa höglöden med 3–17 %, vilket är i paritet med mätningar från naturliga våtmarker i tidigare studier (cirka 10 %). Det visade sig också att våtmarkerna bibehöll sina buffrande funktioner både under kortare höglödesperioder samt under ett år med hög årsnederbörd, vilket indikerar att de kan fungera med liknande effektivitet i ett framtida klimat med högre avrinning. Vid extremnederbörd framstår dock de buffrade volymerna i dessa små våtmarker som otillräckliga för att kunna fungera som (enskild) åtgärd, både idag och i framtiden.

Till skillnad från naturliga våtmarker fanns inga starka samband mellan flödesbuffringen i studiens anlagda våtmarker och deras position i avrinningsområdet. Varken våtmarkens höjd över havet eller nerströms/uppströms placering i avrinningsområdet påverkade buffringsförmågan. Det fanns dock andra faktorer som påverkade våtmarkernas buffring, som att buffringen ökade med storleken på våtmarkens tillrinningsområden. Den effekten var delvis oväntad eftersom våtmarker med stora tillrinningsområde borde fyllas snabbare, vara fulla under längre

tid och därmed buffra mindre effektivt. Resultaten tyder dock på att den tekniska utformningen på våtmarkerna ger dem god buffringskapacitet trots hög hydrologisk belastning. Resultaten visar också att det finns marginal för att förbättra buffringen genom tekniska anläggningsmekanismer, särskilt i fråga om tömningsmöjligheterna och reglerbarheten i utloppsstrukturen. Våra data visar att endast 47 % av den teoretiska volymförändringspotentialen utnyttjades i våtmarkerna, vilket kan medge ökad buffringspotential genom aktiv tömning/sänkning inför stora nederbördssituationer.

De kraftiga vattennivåvariationerna i många av våtmarkerna, i kombination med förekomst av både flacka partier och brantare släntlutning, var positivt för artrikedomen hos flera organismgrupper. Generellt gynnades mångfalden hos flera grupper av större strandvåtmarker och flacka stränder, men det fanns undantag. Till exempel gynnades nätbyggande spindlar av brantare stränder. Ett oväntat resultat var också den begränsade eller till och med negativa effekten av betande djur, vilket går stick i stäv med rekommendationer i manualer för våtmarksanläggning och skötsel. Sannolikt gynnas leddjuren av att vegetationen hålls kort men samtidigt kan de rent fysiska effekterna av trampet missgynna artgrupper som har sin larvutveckling i blöt jord. För att förstå dessa samband behövs mer forskning som går in på mekanismer samt hur effekten påverkas av djurslag, djurtäthet och jordart. För insekter som utvecklas i vatten, som trollsländor, sågs inga samband med hydrologiska parametrar, men det var uppenbart att små, anlagda våtmarker är veritabla artöar för trollsländor. Totalt noterades 68 % av alla Sveriges arter på en yta (800 km<sup>2</sup>) som motsvarar 0,0015 % av Sveriges yta. Artsammansättning skilde sig mellan våtmarker och för att nå höga artantal på landskapsnivå kan det därför vara en fördel med många olika våtmarker i en region. För pollinatörer, särskilt bin, fanns korrelation mellan förekomst och storleken på våtmarkernas minsta vattenareal (dvs, när de är som mest uttorkade).

Markägarenkäten visade att markägarna överlag ser mest nytta, snarare än problem, med anlagda våtmarker. Mest notabelt var den höga nöjdheten med våtmarker (91 %) samt att en mycket stor andel markägare (83 %) använder sin våtmark för personlig rekreation, där skridskoåkning var populärast.

Slutsatsen från studierna är att anlagda våtmarker som konstruerats för näringsavskiljning och i viss mån biologisk mångfald kan fungera bra som flödesbuffrare. Dessutom finns stor potential för ökad buffringskapacitet genom att både utformning (inte minst in- och utloppslösningar och aktiv nivåstyrning i våtmarkerna), läge och skötsel har en stor påverkan på den totala effekten. Dessutom verkar det finnas möjliga synergieffekter mellan vattennivåvariationer och artrikedomen av leddjur, men för att nå en hög biologisk mångfald i anlagda våtmarker bör stränderna vara heterogena eller att olika våtmarker har olika struktur.



# Summary

Constructed wetlands (CWs) have been used as nature-based solutions to environmental problems in Sweden since the 1990s, especially in agricultural landscapes. Initially, the main purpose was cost-effective measures to reduce eutrophication of the sea, but the positive effects of wetlands on biodiversity were emphasized early on. Over the past decade, CWs have also been discussed as solutions for other environmental benefits, such as flow buffering, water storage, and carbon retention in organic soils. However, the research situation for these latter ecosystem services is uncertain, and for some, such as buffering, actual field data have been lacking. This lack is especially evident at larger landscape scales that need to be studied to understand wetlands' and wetland landscapes' ability to prevent flooding locally and in downstream areas. In the absence of data, expected positive effects have instead been modelled based on parameters such as precipitation and watershed characteristics. To study the significance of CWs in agricultural landscapes regarding flow buffering, i.e., water storage capacity, and how this capacity affects biodiversity, this project has brought together a consortium of experts and researchers mainly in ecology and hydrology. Within the framework of the project, extensive and strategic sampling has been conducted over three years of hydrological and ecological parameters as well as biodiversity. In addition to these field measurements, land-owners' opinions on the value of their CWs have also been investigated.

The results show that CWs in agricultural landscapes have great potential to function as flow regulators that buffer water both in the individual wetland and at the landscape level. At the same time, a large number of organism groups are benefited, including specialized wetland species on national red lists. The results also show that for both flow buffering and biodiversity, there are several key parameters regarding location and design that determine how well a wetland actually delivers these ecosystem services. The CWs in the present study are mainly excavated ponds optimized for nutrient retention being supplied by drainage water from agricultural land and were therefore relatively small. Despite their size, the investigated wetlands contributed to attenuating high flows by 3–17 %, which is comparable to measurements from natural wetlands in previous studies (about 10 %). It was also found that the wetlands maintained their buffering functions both during shorter high-flow periods and during a year with high annual precipitation, indicating that they can function with similar effectiveness in a future climate with higher runoff. However, during extreme precipitation, the buffered volumes in these small wetlands appear insufficient to function as a (single) measure, both today and in the future. Unlike natural wetlands, there were no strong correlations between flow buffering and their position in the watershed. Neither the wetland's elevation nor its downstream/upstream placement in the watershed affected buffering capacity. However, there were other factors that influenced wetland buffering, such as buffering increasing with the size of the wetland's catchment area. This effect was partly unexpected because wetlands with large catchment areas should fill up more quickly, and be full for a longer period, hence buffer less effectively. However, the results suggest that the technical design of the CWs gives them good buffering capacity despite high hydrological loads. The results also show that there is room for improving buffering

through adjustments of the outlets (active water level management). Our data show that only 47 % of the theoretical volume change potential was utilized in the wetlands, which may allow increased buffering potential through active drainage/lowering of water levels before major precipitation events.

The significant water level variations in many of the wetlands, combined with both shallow shoreline areas and areas with steeper slopes, were positive for the biodiversity of several organism groups. Generally, diversity was favoured in several groups by larger, intermittently flooded areas and shallow shores, but there were exceptions. For example, web-building spiders were favoured by steeper shores. An unexpected result was also the limited or even negative effect of grazing animals, which contradicts recommendations in manuals for wetland construction and management. Likely, arthropods benefit from vegetation being kept short, but at the same time, the physical effects of trampling may disadvantage species groups that have their larval development in wet soil. More research is needed to understand these relationships in terms of mechanisms and how the effect is influenced by grazer species (cattle, sheep, horses), grazing intensity, and soil type. For insects that develop in water, such as dragonflies, there were no correlations with hydrological parameters, but it was evident that small, constructed wetlands are veritable hotspots for dragonflies. In total, 68 % of all of Sweden's species were recorded in 33 wetlands in an area (800 km<sup>2</sup>) corresponding to 0.0015 % of Sweden's area. Species composition differed between wetlands, and to achieve high species numbers at the landscape level, it may therefore be advantageous to have many different wetlands in a region. For pollinators, especially bees, there was a correlation between the occurrence and size of the wetland's smallest water area (i.e., when they are most dried out). The landowner survey showed that landowners generally see more benefits than problems with CWs. Most notably, there was high satisfaction with wetlands (91 %), and a very large proportion (83 %) use their wetland for personal recreation, with ice skating being the most popular activity.

The conclusion of the studies is that CWs designed for nutrient retention can function well as buffers, with potential for further increased buffering capacity through both design, location, and management, which have a significant impact on the overall effect. Moreover, there appear to be possible synergistic effects between water level variations and the biodiversity of arthropods, but to achieve high biodiversity in CWs, the shores should be heterogeneous or different wetlands should have different structures.

# 1. Inledning

Förlusten av naturliga våtmarker genom omfattande utdikningar under jordbrukets industrialisering gav negativa bi-effekter på både ekologiska och hydrologiska parametrar, vilket påpekades redan på 1950-talet (Wolf, 1956). De senaste decenniernas ansträngningar för att mildra negativa effekter av tidigare seklers utdikningar, dels genom att återskapa våtmarker och dels genom en kontinuerlig kunskapsuppbyggnad, har förändrat synen på våtmarkers funktioner i landskapet. Sedan 1990-talet, då anlagda våtmarker först började användas som naturbaserade lösningar har ett allt större antal ekosystemtjänster kopplats till dessa våtmarker (Graversgaard *et al.* 2022). På 1990-talet anlades våtmarker i Sverige huvudsakligen för havets skull, som kvävefällor för att minska transporten av kväve till havet (Fleischer *et al.* 1994, Strand & Weisner 2013). När Sverige gick med i EU försköts fokus till fosfor i samband med implementeringen av vattendirektivet och när även inlandsvatten skulle uppnå god ekologisk status (Graversgaard *et al.* 2022). Av det skälet införde Jordbruksverket 2010 särskilt stöd till markägare för att anlägga våtmarker med syfte att fastlägga fosfor (Kynkäänniemi *et al.* 2013).

Sedan implementeringen av miljö kvalitetsmålen 1999 har även biologisk mångfald varit en eftersträvd nytta från anlagda våtmarker, och har tillsammans med näringsrening varit stödberättigat via Landsbygdsprogrammet för markägare som vill anlägga våtmarker (Graversgaard *et al.* 2022). Extremtorkan 2018 ledde till ett ytterligare uppsving för anlagda våtmarker, i det fallet som bevattningsdammar och sedan 2022 finns det ett särskilt stöd för bevattningsdammar via Strategiska planen (f.d. Landsbygdsprogrammet). Vissa typer av våtmarker, de på organogena jordar, anses vidare vara verktyg mot klimatförändringar, genom att en återvätning av dessa jordar minskar läckage av koldioxid (Zak och McInnes, 2022). Genom att anlägga våtmarker antas också landskapets vattenhållande förmåga öka och vattenflödet i avrinningsområdet buffras (Jordbruksverket 2016, Naturvårdsverket 2017ab), vilket kan minska negativa effekter av klimatförändringar genom flödesbuffring vid extremflöden eller magasinering vid torksituationer (Blanchette *et al.*, 2022).

Eftersom det saknats mätdata på buffringskapacitet har flödesbuffring i anlagda våtmarker hittills enbart modellerats fram med indirekta parametrar, som nederbördsdata, avrinningsområdets storlek och markanvändning, och mer allmänt finns det systematiska brister i datatillgång även för naturliga och restaurerade våtmarkers flödesbuffrande funktioner. Det gäller speciellt på de större landskapskallor som behöver studeras för att exempelvis förstå våtmarkernas och våtmarkslandskapens förmåga att förhindra översvämning av nedströms belägna områden (Thorslund *et al.*, 2017). En bidragande orsak till dessa databrister är att ekosystemtjänster kopplade till våtmarkers hydrologi ofta studerats i enskilda våtmarker och mer sällan i hela våtmarkslandskap (dvs i hydrologiskt kopplade våtmarker inom ett avrinningsområde). En annan bidragande orsak är att hydrologiska mätstationer tenderar att vara placerade nära utloppet i större vattendrag. Om våtmarker skulle ha liknande hydrologiska egenskaper oavsett skala och landskapsposition skulle denna databrist i uppströms belägna (samt i mindre) avrinningsområden inte vara problematisk. Många studier påvisar dock en stor heterogenitet i (naturliga) våtmarkers funktion som kan relateras till både våtmarksposition och till egenskaper hos avrinningsområdet (Acreman and Holden 2013; Åhlén *et al.*, 2020, 2022).

Exempelvis visade Åhlén *et al.* (2020) att våtmarker skulle kunna ha bättre förutsättningar att påverka och rena vattenflöden om de är sammankopplade inom relativt stora avrinningsområden (oavsett storlek på själva våtmarken), jämfört med mindre avrinningsområden, vilket betonar den rumsliga skalans betydelse. Sådana aspekter måste beaktas också för att förstå andra ekosystemtjänster hos våtmarker. Kunskapsluckorna runt anlagda våtmarkers är dessutom större än för naturliga våtmarker för flertalet ekosystemtjänster. Det är till exempel en öppen fråga om anlagda våtmarker uppvisar liknade funktionsdynamik som naturliga våtmarker.

Genom att magasinera vatten i landskapet och genom att skapa översvämningssoner (så kallade strandvåtmarker) antas anlagda våtmarker, oavsett orsak till anläggning, gynna biologisk mångfald i landskapet. En sådan gynnsam effekt har påvisats för akvatisk vegetation, bentiska evertebrater, fåglar och amfibier (Zhang *et al.* 2020). Däremot har det saknats kunskap om effekten på leddjur i den akvatisk-terrestra gränzonen.

Strandvåtmarker eller fuktängar, som återkommande översvämmas, är ofta rika på spindel- och insektsarter (Batzer & Wu, 2020), och det är en livsmiljö som innehåller många hotade arter (Artdatabanken, 2022), troligen sådana som minskat genom tidigare utdikningar. Eftersom det saknats kunskap om de faktorer som gynnar arter i strandvåtmarker så har det varit svårt att utvärdera betydelsen av anlagda våtmarker för leddjur. Tillgänglig kunskap indikerar betydelsen av den hydrologiska dynamiken (Bonn, *et al.*, 2002, Plum, 2005), och studier från flodnära områden i Centraleuropa antyder att en naturlig hydrologisk regim är viktigare för många arter än till exempel strandbete (Moran *et al.*, 2012, Lafage & Petillon, 2016). Man skulle därigenom kunna tänka sig att det finns en koppling mellan biologisk mångfald och buffringskapacitet, där ett ökat intresse för anläggning av buffringsvåtmarker också skulle ha positiva effekter på biologisk mångfald.

En annan leddjursgrupp som är dåligt studerad i relation till våtmarker är bin, trots att många arter har en tydlig koppling till vatten. Honungsbin, t.ex., använder vatten för såväl kroppstemperaturregulering, nerkylning av samhällen samt för utspädning av honung (Kovac *et al.* 2018) och solitära bin, som rödmurarbin (*Osmia bicornis*), använder blöt lera när de bygger sina bon (Michener 2000). Även humlor har visats nyttja tillgängligheten på vatten under extrema väderförhållanden (Klatt *et al.* 2022), även om det är okänt hur humlor använder vatten.

Anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet används således, ibland mer eller mindre schablonmässigt och utan mätdata som grund, som en lösning för flera miljö- och naturvårdsproblem och dess multifunktionalitet framhålls som en styrka. Utifrån ett kostnadseffektivitetsresonemang förväntas enskilda våtmarker lösa eller mildra multipla problem.

De senaste åren har detta synsätt kritiserats eftersom vissa ekosystemtjänster står i direkt motsatsförhållande, där till exempel en enskild våtmark inte samtidigt kan flödesbuffra och magasinera vatten. Därför kan det vara en fördel om våtmarker anläggs utifrån ett perspektiv där multifunktionaliteten nås i ett våtmarkslandskap snarare än i den enskilda våtmarken (t.ex. Thorslund *et al.* 2017, Hambäck *et al.* 2023). Flödesbuffring är en sådan nytta där våtmarker anlagda utifrån näringsreningsaspekter eller för att gynna biologisk mångfald inte med automatik fungerar som flödesbuffrare.

I detta projekt har vi för första gången tagit fram mätdata på anlagda våtmarkers buffringskapacitet *in situ*, i stor skala (> 100 våtmarker) under > 2 år, samt undersökt hur kapaciteten beror på våtmarkens design, placering och skötsel, och samtidigt

studerat hur flödesbuffring (dvs vattennivåvariation) relaterar till biologisk mångfald (leddjur i den akvatisk-terrestriska gränzonen, bin och vuxna trollsländor). Dessa data kommer att vara värdefull för justering och kalibrering av hydrologiska modeller i samband med t.ex. klimatförändringsscenarier. Resultaten kan också användas av sektorsansvariga myndigheter i arbetet med miljömål, vattendirektivet, översvämningdirektivet, samt för länsstyrelser och kommuners arbete med prioritering och planering av miljöstöd inom Strategiska planen (Landsbyggsprogrammet) och för översvämningsskänsliga områden.

För att genomföra projektet har vi samlat ett interdisciplinärt konsortium av experter och forskare inom framför allt ekologi och hydrologi. Konsortiet består av John Strand m.fl. (Hushållningssällskapet Halland) med mångårig erfarenhet av anlagda våtmarkers ekosystemtjänster, forskare vid Stockholms universitet (Peter Hambäck m.fl. och Jerker Jarsjö m.fl.) med lång forskningserfarenhet kring biodiversitet i våtmarker respektive hydrologisk modellering av våtmarker, samt Björn Klatt (Lunds universitet/Högskolan i Halmstad/Hushållningssällskapet Halland) med lång forskningserfarenhet kring pollinationsbiologi i jordbrukslandskapet.

## 1.1 Frågeställningar

Projektet baserades på tre huvudfrågor:

1. Hur effektiva är befintliga anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet som flödesbuffrare och vattenmagasin, vid normalflöde och vid extrema väderförhållanden så som högflödesperioder och torka?
2. Hur kan flödesbuffring maximeras avseende placering, design och skötsel av våtmarker?
3. Hur ska anlagda våtmarker anläggas och skötas för att skapa synergieffekter mellan flödesbuffring och både biologisk mångfald och pollinering?

Projektets huvudhypotes var att våtmarker, rätt utformade och placerade, utgör funktionella vattenmagasin som håller kvar vatten i landskapet under torrperioder, samt buffrar vattenflöden vid höga flöden vid extremnederbörd. Dessutom antogs att anlagda våtmarker kan skapa win-win-situationer med mångfald av framför allt leddjur, beroende på våtmarkens placering, utformning och skötsel där särskilt parametrar som släntlutning, vattennivådynamik, bete, omgivande mark samt närhet till andra våtmarker bedömts som avgörande. För att besvara dessa frågor och fylla kunskapsluckor avseende buffringskapaciteten hos anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet genomfördes omfattande och strategisk provtagning i ett 3-årigt fältförsöksprogram. Under projektet, och framför allt vid kontakter med våra 80 markägare, identifierades en ytterligare frågeställning som undersöktes genom en enkätstudie. Frågeställningen var dels orsaken till varför markägare anlägger våtmarker och dels hur de används i jordbruksverksamheten och privat.

## 1.2 Definitioner och avgränsningar

**Anlagda våtmarker – egenskaper och representativitet:** Projektet har undersökt anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet, där syftet vanligen varit näringsrening. Denna typ av våtmark skapas i normalfallet av en friläggning, utgrävning

och uppdämning av dräneringsledningar eller öppna diken. Anläggningsmetoden gör att de habitat som skapas är dels en permanent översvämmad dammdel med en fördämningsvall mot recipienten, och dels en mer eller mindre stor strandvåtmark som är översvämmad delar av året. Vattnet från dammen leds till en recipient, vanligen en å eller bäck, där utloppet regleras genom någon variant på munk, nivåbrunn eller rörlösning, oftast med möjlighet att justera vattennivå. Dammdelen är vanligen relativt grund, med ett maxdjup < 2 m, där så gott som hela ytan är vegetationsklädd (övervattens-, flytblads-, och undervattensväxter). Studiens våtmarker är representativa för de ca 12–15 000 hektar våtmarker som anlagts i jordbrukslandskapen med intensiv livsmedelsproduktion de senaste 35 åren i till exempel Skåne, Blekinge, Halland, Skaraslätten och Mälardalen. Se Figur 2 och Figur 15 för schematiska illustrationer.

Vegetationen i den permanent översvämmade delen består oftast av klonbildande övervattensarter (t.ex. bladvass, bredekvelund, och jättegöre) vid kanterna och med undervattensväxter (t.ex. natar, lånkar och kransalger) samt flytbladsväxter (t.ex. gäddnate och vattenpilört) i de lite djupare delarna. Vegetationen i de tillfälligt översvämmade delarna består vanligen av olika halvgräs (starr eller tåg) och örter.

**Helflöde – delflöde:** *Helflöde* används här för att beskriva flödet till en våtmark som tar emot allt vatten från den uppströms belägna markens huvudfåra (som kan bestå av ett eller flera dräneringsrör, diken eller vattendrag). En annan relativt vanlig anläggningsmetod, särskilt i Skåne, är sidodammar, där en ledning läggs från ett vattendrag och leder in delar av vattendragets flöde till en utgrävd och uppdämd våtmark. Utloppet leder sedan tillbaka vattnet till recipienten (vattendraget). Dessa sidodammar tar således endast ett relativt litet *delflöde* av vattendragets vattenföring. Anlagda våtmarker kan kombinera båda varianterna så att de dels tar emot helflöde från ett definierat tillrinningsområde (vanligtvis dräneringsvatten) och dels delflöde från vattendrag eller större diken (se också Figur 2).

**Översvämning:** Termen översvämning används i rapporten för perioder när strandvåtmarkerna eller omgivande betesmarker är vattentäckta.

**Tillrinningsområde – avrinningsområde:** I projektet har vi arbetat i 11 avrinningsområden som alla innehåller ett antal våtmarker med sina respektive mindre avrinningsområden. Begreppet tillrinningsområde för de enskilda våtmarkernas avrinningsområden används för att i texten särskilja dessa från vattendragens avrinningsområden. Se figur B8–B10 i Bilaga 2.

**Buffring:** I rapporten används begreppet buffring i en vid bemärkelse för att beskriva våtmarkers förmåga att reducera flödestoppar i nedströms belägna områden. Studien fokuserade på buffringkapaciteten, det vill säga den lagring (magasinerings) av vatten som tidvis höjer vattenytan i själva våtmarken och därmed bidrar till flödesminskning och minskad översvämningrisk nedströms. Specifikt kvantifierar vi här buffring som summan av de positiva nivåförändringarna ("buffringshändelserna") som en våtmark uppvisar under en viss undersökningsperiod, inklusive alla positiva nivåförändringar som sker i respons till regntillfällen och årstider. I denna studie är buffringens undersökningsperiod liktydig med vattennivåmätningens längd, vilken varierade mellan två och tre år i de olika våtmarkerna. Som en del i arbetet utarbetades en metodik för att karaktärisera flödesbuffring i termer av storlek och frekvens.

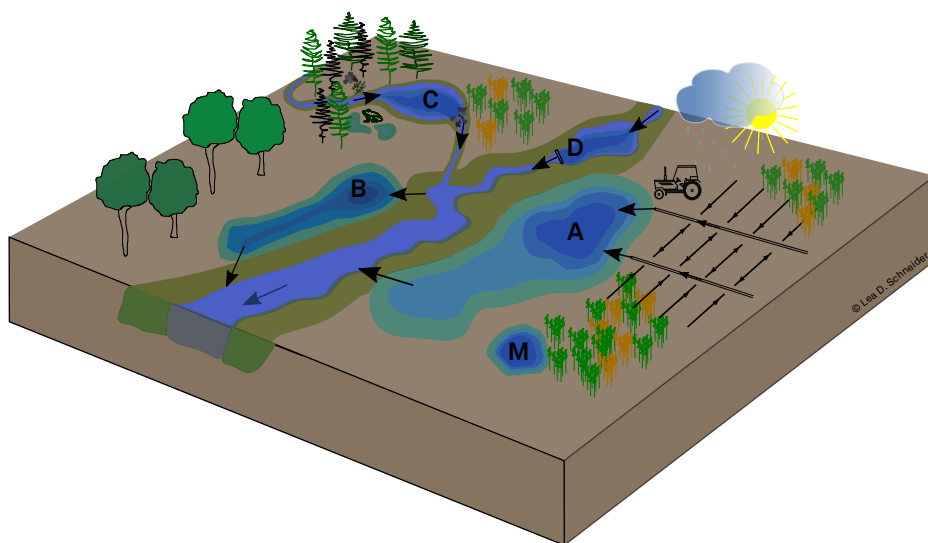
**Artnamn** benämns huvudsakligen enbart med svenska namn.



## 2.1 Identifiering och urval av avrinningsområden och våtmarker

För att identifiera möjliga studieobjekt genomfördes en första analys av öppna vatten (exkl. diken och vattendrag) med fokus på tre större områden i södra Hallands jordbrukslandskap (söder om Falkenberg) via GIS och med hjälp av databaser från Hushållningssällskapet Halland, Jordbruksverket och SMHI. Därigenom identifierades 1200 objekt (Figur B1 i Bilaga 2) som analyserades vidare avseende typ av vatten; sjö (ca 70 st), naturlig våtmark (ca 20 st), märgelhåla (ca 500 st) och anlagd våtmark (ca 650 st). Endast anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet togs med, medan våtmarker i skog och urbana våtmarker sällades bort. Efter gallringen återstod ca 500 våtmarker.

För de hydrologiska frågeställningarna identifierades 11 avrinningsområden utifrån kriterierna: (i) ett tillräckligt stort antal anlagda våtmarker av olika typ (minst 7 våtmarker med en yta kring 1 ha per avrinningsområde), och (ii) liknande markanvändning och andel jordbruksmark eller större jordbruksdominerade delar. Hydrologiskt kan våtmarkerna delas upp i objekt som tar emot vatten från markdränering (Figur 2A), sidodammar till vattendrag (Figur 2B), våtmarker som anlagts i öppna diken eller mindre vattendrag i skogsmiljöer (Figur 2C), klassiska kvarn- och kraftverksdammar (Figur 2D) samt märgelhålor (Figur 2M). För den hydrologiska förståelsen över anlagda våtmarkers effekt på flödesbuffring av vattendrag kan det noteras att den absolut vanligast förekommande våtmarkstypen är dräneringsvåtmarker (typ A). Sidodammar (typ B) förekommer emellanåt medan våtmarker som dämmer direkt i diken och mindre vattendrag (typ C, D) inte förekommer som alternativ vid våtmarksanläggning inom dagens stödsystem. Våtmarker som dämmer i vattendrag är vanligtvis äldre kraftverksdammar eller kvarndammar (typ D), och kan ses som en historisk rest, men de är relevanta att inkludera då de även förekommer i jordbrukslandskapet och har en helt annorlunda påverkan på flödesdynamiken än dagens anlagda våtmarker.

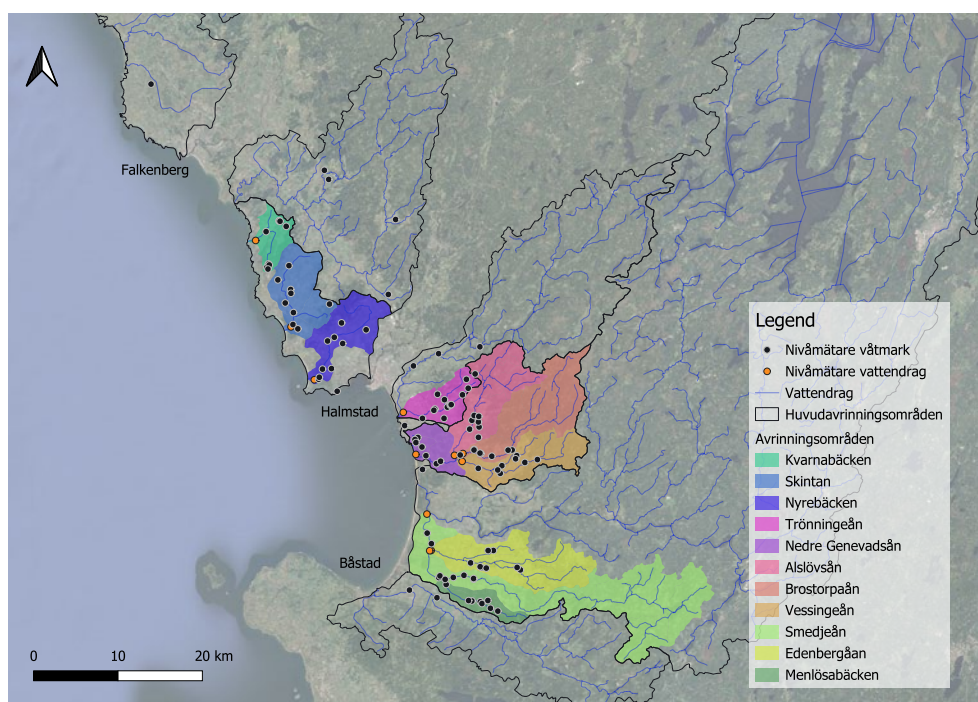


**Figur 2.** Konceptuell figur över projektets våtmarkstyper; A) våtmarker som tar emot vatten från markdränering, B) sidodammar till vattendrag, C) våtmarker som anlagts i öppna diken eller mindre vattendrag i skogsmiljöer, D) kvarn- och kraftverksdammar och M) märgelhålor. Vanligtvis är typerna B–D kombinerade med A dvs de tar även emot vatten från dräneringssystem.



De 11 projektavrinningsområdena var fördelade på fyra huvudavrinningsområden (Lagan, Genevadsån, Fylleån samt Mellan Nissan och Suseån, Tabell B1 i Bilaga 1). Fem av de 11 avrinningsområdena hade en lägre andel jordbruksmark (< 50 %) då de når in i de mer skogsdominerade delarna av Halland (Trönningeån, Alslövsån, Brostorpaån, Vessingeån och Smedjeån, Tabell B2 i Bilaga 1). 94 projektvåtmarker valdes ut i de jordbruksdominerade delarna av de 11 projektavrinningsområdena (Figur 3 samt Figur B2 – Figur B7 i Bilaga 2). I fyra avrinningsområden inkluderades dessutom en märgelhåla som ett mått på grundvattennivån i området. Utöver de 94 våtmarkerna inkluderades 13 våtmarker utanför dessa avrinningsområden för att komplettera de ekologiska undersökningarna i projektet. De valdes utifrån parametrarna flack strandlutning och betesdrift och kallas EkoVåtmarker framöver (Figur 3 samt Tabell B1 i Bilaga 1).

Totalt antal projektvåtmarker (inklusive fyra märgelhålor) blev med andra ord 111, varav 75 % var av våtmarkstyp A, 8 % av typ B, 11 % av typ C, 3 % av typ D och 4 % av typ M (Tabell B3 i Bilaga 1).



**Figur 3.** Karta över projekt-avrinningsområdena och de anlagda våtmarkerna med vattennivåmätare (svarta cirklar) samt vattennivåmätarnas placering i vattendrag (orange cirklar). Observera de 13 EkoVåtmarkerna som ligger utanför de 11 avrinningsområdena.

## 2.2 Markägarkontakter

En lista på markägare togs fram genom fastighetsdatabaser och Hushållningssällskapet Hallands kontakter, för att identifiera områden samt för att hämta in tillstånd för forskningen. Det slutliga urvalet våtmarker inkluderade 80 markägare som informerades om syfte och mål med projektet. Efter telefonsamtalen (april/maj 2020) skickades ett informationsblad om projektet ut, med kontaktuppgifter till

projektgrupp och projektledning. Därefter informerades regelbundet markägarna om projektet, via samtal vid löpande fältbesök, samt via nyhetsbrev (5 tillfällen), exkursioner (2 tillfällen) och seminarier (2 tillfällen).

Vissa markägare erhöll efter förfrågan data över sin(a) våtmark(er) så som vattennivådata, intressanta arter som påträffats, djupkartor mm. Vi tog också fram informationsskyltar att sätta upp i fält vid särskilda projekthändelser vid mer publika lokaler, samt efter önskemål från vissa markägare (Bilagor 4 och 5). Fyra våtmarker är välbesökta fågellokaler, och de tre berörda, lokala ornitologiska föreningarna informerades om projektet. Tillsammans med dem tog vi fram informationsmaterial som sattes upp vid fågeltorn och gömslen för att informera besökande allmänhet.

## 2.3 Våtmarkernas vattennivåvariation

Vattennivåmätare placerades ut i samtliga 111 våtmarker och 11 vattendrag, det vill säga totalt 122 mätare. Vattennivåmätarna (DeltaBlue datalogger, Figur 4) består av en trycksensor som placerades på den djupaste punkten i våtmarken, förankrad vid en tyngd, medan mät- och sändarstationen (kopplad till trycksensorn med en 5-m kabel) monterades på en trästolpe. Mätarna registrerade vattennivån en gång per timme och sände data trådlöst till en hemsida varifrån vi kunde ladda ner data. Mätarna sattes ut under våren 2020 och togs in under hösten/vintern 2023 och genererade data under ca tre år (totalt drygt 3 miljoner datapunkter avseende vattennivåer). Underhåll av mätarna bestod av batteribyte, framför allt under vintern, men även allmänt underhåll vid kontaktproblem med nätverk, om de hamnade under vatten eller slutade fungera av andra skäl. Underhållet prioriterades för att garantera sammanhängande data. Vissa tidsserier blev trots detta ofullständiga, varför 5 våtmarker behövde exkluderas. De registrerade vattennivåerna, som erhöles i meter vattenpelare (m.v.p.) ovanför den nivå som trycksensorn installerats på, räknades om till meter över havet (m.ö.h.) genom kompletterande, kalibrerande mätningar (se sektion 2.8).



**Figur 4.** Foto på en av de 122 vattennivåmätarna i en våtmark, infällt, närbild på en nivåmätare. Foto: Lea D. Schneider.

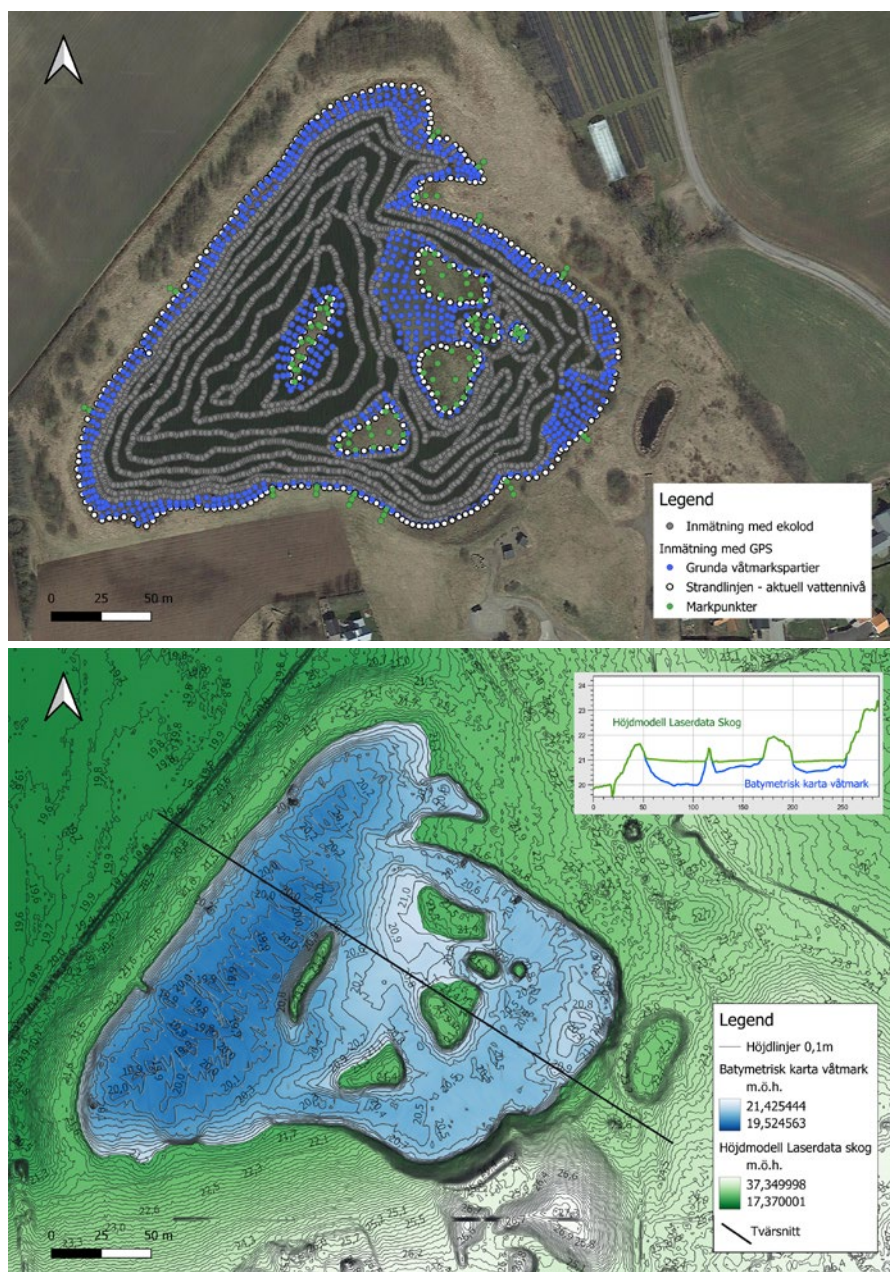
## 2.4 Våtmarkernas batymetri samt in- och utloppslösningar

En kombination av fältmätningar och GIS-analys användes för att ta fram våtmarkernas batymetri. I fält mättes våtmarkernas strandlinje med GPS (Topcon HiPer VR, 15° Integrated Leveling technology). Grunda och vegetationsrika partier, samt öar och delar av den akvatisk-terrestra gränzonen (markpunkter), mättes också in med GPS (Figur 5). Djupare partier (> 20 cm) mättes in med ekolod av typen Deeper som drogs bakom en Stand-up-padel (SUP, Figur 5). En förstudie med tre våtmarker (med och utan undervattensvegetation, samt välkänd topografi), där batymetrin mättes in både med GPS och ekolod i områden djupare än 20 cm, visade på en god överstämmelse mellan metoderna förutom vid hög vegetationstäthet. Därför har batymetrin av vegetationsrika våtmarker, men även våtmarker där det var problem med teleföntäckningen endast mätts in med GPS från SUP:en (37 st).



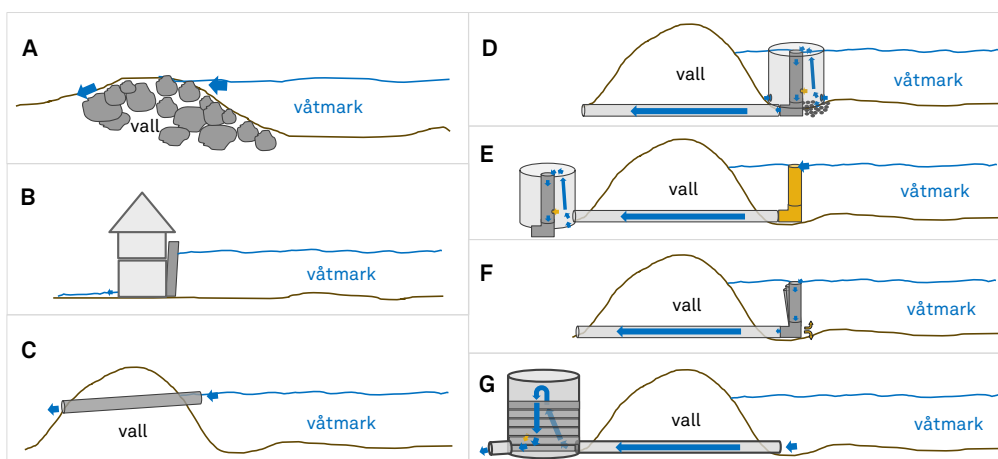
**Figur 5.** Överst: inmätning med GPS av våtmarkernas strandlinje vid aktuell vattennivå (vänster, Foto: Sofia Hedman) samt i grundare och vegetationsrika partier (höger, Foto: Lea D. Schneider). Nederst: ekolodinmätning med Deeper (den gröna bollen på bild) med hjälp av SUP på öppet vatten. Foto: John Strand.

Med hjälp av GIS (QGIS, version 3.28.14) kontrollerades data för mätfel eller luckor i ekolod-data. Våtmarker med ofullständiga dataserier exkluderades (5 st). Därefter skapades ett gemensamt punktmoln av höjddata i meter över havet (m.ö.h.) för varje våtmark där medelvärdet av aktuell vattennivån vid strandlinjen användes för kalibrering av ekoloddata som mättes in som vattendjup (Figur 6). Punktmolnet användes för framställningen av den batymetriska kartan (höjdmodell) genom TIN interpolation (Figur 6). Höjdmodellen kopplades med Lantmäteriets höjdmodell Laserdata Skog (grid 1,-1) som därmed inkluderar våtmarkernas batymetri, och inmätta datapunkterna kontrollerades gentemot Laserdata Skogs höjder i kantzonen av våtmarken. Kartan användes för framtagandet av våtmarkens vattenyta vid maximal vattennivå samt beräkningar av volym och buffringskapacitet.



**Figur 6.** Överst: exempel på batymetriska datapunkter ("punktmoln") efter inmätning med ekolod och GPS. Nederst: exempel på batymetrisk karta skapad från fältdata kopplad med höjdmodellen från Laserdata skog, samt djupprofil av ett tvärsnitt genom våtmarken. Värden visas i meter över havet (m.ö.h.).

Vid inmätning av batymetrin identifierades placering och typ av samtliga in- och utlopp i våtmarken (Figur 7) samt information om deras dimension (t.ex. rördiameter) och höjd (m.ö.h.) med GPS. Dessutom noterades utloppets grundfunktion, dvs primära (ofta reglerbara) eller sekundära utlopp (oftast fasta; säkerhetsrör, bräddning i vallen m.m.) och om utloppen hade tömningsfunktion. Som primära utlopp definierades utloppen med lägst vattengång. En analys av in- och utloppshöjder samt dess placeringar genomfördes i QGIS för att (i) visualisera våtmarkens in- och utlopp vid modellering av tillrinningsområden (se sektion 2.7), (ii) kontrollera utloppens funktion och (iii) extrahera den teoretiskt maximala uppdämningsnivån (vattennivå) inom våtmarkernas invallning som sedan relaterades till de observerade vattennivåerna mätta genom nivåmätarna, samt till den teoretisk lägsta vattennivån i våtmarker med tömningsfunktion. Den teoretiskt maximala uppdämningsnivån definierades som högsta utloppsnivå inklusive rördiameter (om rör fanns), eller utifrån dämmningsvallens lägsta punkt om högsta utloppsnivån låg över denna.



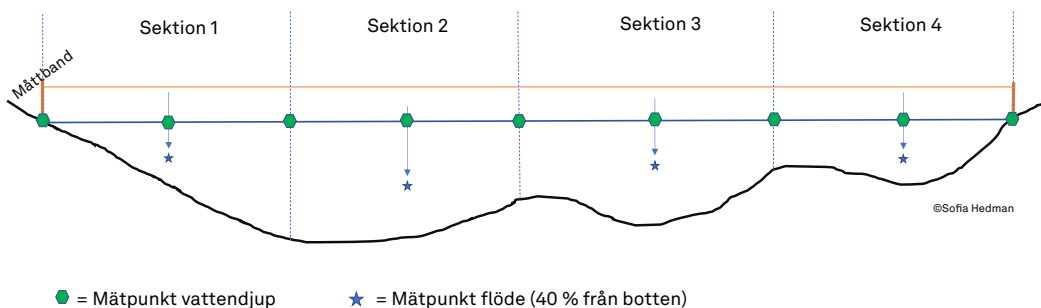
**Figur 7.** Schematisk skiss över exempel på utloppslösningar; A) öppet utlopp, B) kvarn- eller kraftverksdam, C) enkelt, fast utlopp via rör, D) nivåbrunn i våtmark, E) nivåbrunn bakom vällen ibland med vridbar snabel eller utbytbara rör av olika längder i våtmarken, F) snabel (vridbar), och G) munk bakom vällen (kan kombineras med snabel så som vid E). Oftast finns en kombination av D–G med C som säkerhetsutlopp.

## 2.5 Jordarter

Jordartsdata hämtades från Sveriges geologiska undersökning (SGU). Jordarterna i respektive våtmark identifierades genom att jämföra kartan i ArcGISPro med SGU:s kartvisare över jordarter, skala 1:25 000–1:100 000. Jordarterna delades upp i två huvudkategorier utifrån att jordarter med lera-silt har låg genomsläpplighet och jordarter med sand-grus har hög genomsläpplighet.

## 2.6 Vattenflöden i vattendragen

Flödet mättes vid bestämmande sektioner i de 11 vattendragen, vid olika flödes-situationer (vattennivå) och vid minst sju tillfällen mellan 2021 och 2023. Mätningar gjordes i sektioner baserad på vattendragens bredd och vid 40 % av aktuellt vattendjup (Figur 8) med en portabel flödesmätare (AEM1-DA från JFE Advantech Co., Ltd) (Figur 9). De resulterande avbördningskurvorna (flöde i tvärsektion) korrelerades med vattennivån inmätt via nivåmätare.



**Figur 8.** Schematisk skiss över mätpunkter vid flödesmätning.



**Figur 9.** Vattenflödesmätningar vid olika vattenflöden i olika vattendrag. Foton: Sofia Hedman, Kalle Ström Töttrup, Lisa Feuerbach Wengel.

## 2.7 Avrinningsområden och tillrinningsområden

Individuella våtmarkers tillrinningsområden modellerades för 88 av 94 våtmarker, då 6 våtmarker exkluderades p.g.a. dataluckor, med QGIS plugin PCraster Tools (<https://github.com/jvdkwast/qgis-processing-pcraster/issues>). Analysen baserades på tillrinning till våtmarkens perimeter (som antogs vara lika med våtmarksytans perimeter vid maximal vattennivå inom vallens avgränsning (se sektion 2.8) samt en höjdmmodell som AI-optimerades avseende diken, vägtrummor, vägar, järnväg och vattendrag (<https://github.com/Williamlidberg/Hydrologically-correct-DEM-from-LiDAR>). Innan modellering, brändes de batymetriska höjdmmodellerna in i höjdmmodellen för respektive våtmark. Ett manuellt granskningssteg genomfördes där den modellerade tillrinningen kontrollerades och vid behov uppdaterades genom att våtmarkspolygonen justerades med hjälp av våtmarksspecifika data om in- och utloppspositioner.

Under arbetet framkom att några av våtmarkernas tillrinningsområden över-skred de från SMHI:s framtagna avrinningsområdenas gränser för området vattendrag varför vi även modellerade och uppdaterade vattendragens avrinningsområden baserat på polygoner som placerades vid mynningen av vattendragen, samt på ovan nämnd höjdmmodell inklusive våtmarksbatymetrin.

I en detaljerad genomgång identifierades och togs fram alla vattenytor (ej vattendrag och diken) inom avrinningsområdena baserat på resultat från egna modelleringar av vattendragens avrinningsområden, samt genom användning av Lantmäteriets höjdmmodell Laserdata skog (grid 1, -1). I QGIS identifierade vattenytor kategoriserade som; *anlagd våtmark*, *märgelhåla*, *naturlig våtmark* och *sjö* och informationen användes vid beräkning av den teoretiska totala buffringskapaciteten i respektive avrinningsområde (se sektion 2.8.3).

## 2.8 Dataanalyser & modellering – buffringskapacitet

Dataanalyser och modellering rörande buffertkapacitet genomfördes för 88 våtmarker, där fullständiga dataserier erhöles. Av dessa var 84 våtmarker av typ A–D och 4 av typ M.

### 2.8.1 Extraktion och kalibrering av vattennivåer

För att modellera flödesbuffring behöver de observerade relativa vattennivåerna,  $h_{rel}(t)$ , dvs nivåskillnader i meter avlästa från vattennivåmätarna, omräknas till nivåer i meter över havet,  $h_{möh}$ , enligt  $h_{möh}(t) = h_{rel}(t) + h_{möh}^{sensor}$  där den sista termen representerar sensorns nivå över havet. Eftersom sensorn är fäst på en tyngd som är nedsänkt i våtmarken finns viss osäkerhet om exakt värde på  $h_{möh}^{sensor}$ . Denna osäkerhet minskades genom en separat GPS-inmätning av strandlinjen vid viss tidpunkt  $t_{inm}$ , vilket genererade data för vattnets absolutnivå vid tidpunkten  $h_{möh}(t_{inm})$ . Därigenom kunde sensorns absolutnivå bestämmas med större noggrannhet enligt  $h_{möh}^{sensor} = h_{möh}(t_{inm}) - h_{rel}(t_{inm})$ , där den sista termen representerar relativ vattennivå från vattennivåsensorn vid tidpunkten för inmätningen. Osäkerheter i  $h_{möh}(t_{inm})$  hos individuella GPS-mätpunkter minskades alltså genom att använda inmätta punkter längs

strandlinjen. Denna korrigering gav data över observerade vattennivåer i meter över havet under projekttiden, inklusive högsta- och lägstanivåer. Motsvarande teoretiskt möjliga spann av vattennivåer, beaktande våtmarkens fysiska konstruktion (inklusive läge på utlopps- och säkerhetsrör) togs fram i utloppsanalysen (se sektion 2.4), och sattes i relation till observerade vattennivåer. I enstaka fall översvämmades våtmarksvallen så att den låg under vatten, varvid maxnivån fick justeras. I redovisade volymberäkningar medräknades inte volymer på utsidan av vallen, och därmed utanför den konstruerade våtmarken.

## 2.8.2 Flödesbuffringens storlek och frekvens i enskilda våtmarker

Buffringsvolymen beräknades utifrån vattenytans dagliga absoluta nivå  $h_{m\ddot{o}h}$  (se sektion 2.8.1), samt våtmarkens batymetri (sektion 2.4), med kod skriven i R (version 4.3.1). Dagliga vattenvolymer beräknades utifrån den volym som bildades under vattenytans skärningspunkt med våtmarksarean representerad av den batymetriska karta (höjdmodell) som tagits fram genom TIN interpolation. Våtmarksspecifik nivå-area-volym-samband beräknades också i 1000 nivåsteg mellan bottenprofilens lägsta punkt (där våtmarksarean är lika med 0) och våtmarkens högsta punkt, definierad av utloppshöjden. Beräknade buffringsvolymer relaterades till nederbördsförhållanden och vattenstånds/vattenflödesförhållanden för att undersöka eventuella skillnader i buffring mellan relativt blöta och relativt torra perioder (vars frekvens och magnitud förväntas öka i ett framtida klimat).

Olika möjliga typbeteenden vad gäller våtmarkernas buffring (se t.ex. Åhlén et al., 2022) illustreras här utifrån storlek och frekvens på buffringshändelser, det vill säga när våtmarkerna magasineras vatten och uppvisar positiva nivåförändringar. Tidslängden för en enskild buffringshändelse är lika med den tidsperiod under vilken vattennivåerna i våtmarkerna ökar. Själva magasineringen under händelsen kvantifieras här primärt genom att beakta vattennivåskillnader  $\Delta h$  (Figur 10). Den (totala) nivåbuffringen  $h_B$  under en tidsperiod erhålls genom att summera alla nivåökningar som skett under tidsperiodens buffringshändelser, vilket ger  $h_B = \Sigma \Delta h$  samt  $VB = \Sigma \Delta V$  (Figur 11).

Vi utgår från våtmarkernas observerade  $h_B$  för att förstå deras olika (principiella) typbeteenden, och noterar att vattennivån  $h$  med förändringar (eller avsaknad av förändringar) kan ha stor betydelse för omgivande växter och djur. Vi beaktade även motsvarande volymförändringar  $VB$  och volymbuffring  $VB = \Sigma \Delta V$ . Jämfört med  $h_B$  är  $VB$  närmare knuten till våtmarksstorlek, vilken för anlagda våtmarker är bestämd genom design och delvis oberoende av landskapets naturliga förutsättningar. Parametern  $VB$  är intressant för att kvantifiera den andel av området totala avrinning som buffras av våtmarkerna (se sektion 2.7), och reflekterar våtmarkens effektivitet för att förhindra översvämning nedströms.

För storleken på nivåbuffringen  $h_B$  skiljs specifikt på Obetydlig (O) och Betydande (B) buffring:

- Betydande (B) buffring,  $h_B \geq 1$  m per år (Figur 11), vilket för den två-årsperiod (2021–2022) som beaktas i resultatdelen ger  $h_B \geq 2$  m.
- Obetydlig (O) buffring,  $h_B < 1$  m per år, dvs  $h_B < 2$  m under 2021–2022.

Gränsen 2 m under 2021–2022 är subjektiv och har valts så att våtmarker med obetydlig buffring, motsvarande den sämsta tredjedelen, kan skiljas från de två tredjedelar med betydande buffring.

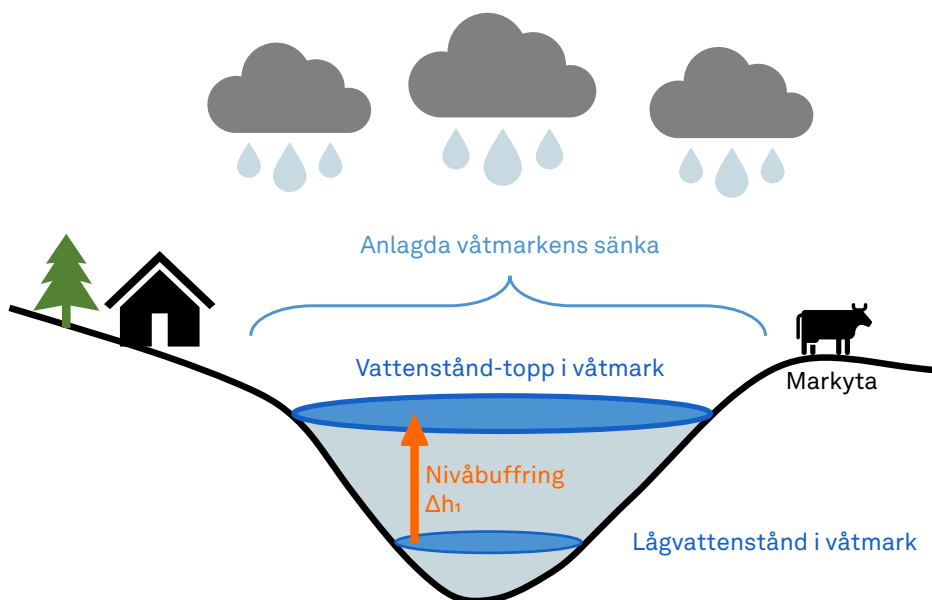


För frekvensen på nivåbuffringen  $hB$  skiljer vi på Icke-frekvent (I) och Frekvent (F) buffring:

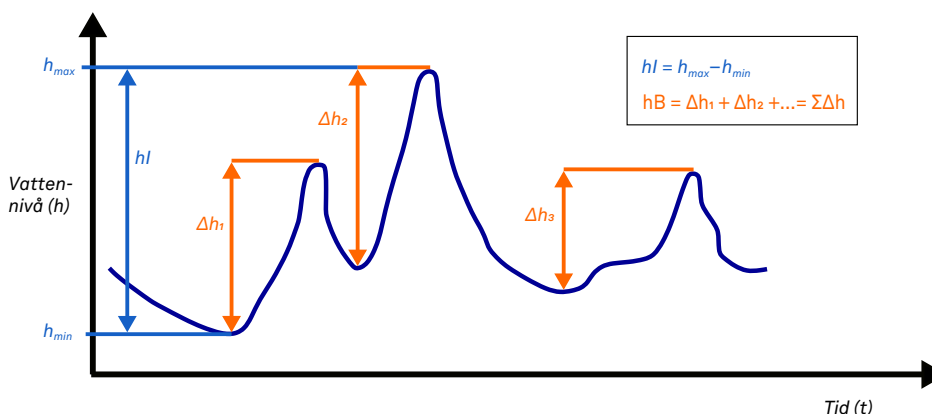
- Frekvent buffring (F),  $hB \geq 4 hI$ . Värdet på  $hB$  måste alltså vara betydligt större än  $hI$ , vilket endast är fallet om flera buffringstoppar  $\Delta h$  förekommer under perioden (Figur 11).
- Icke-frekvent buffring (I),  $hB < 4 hI$ , vilket är fallet om endast en eller ett fåtal buffringstoppar återfinns under perioden.

Frekvent buffring kommer att förekomma om våtmarken buffrar i respons på nederbörd, medan icke-frekvent buffring snarare indikerar årstidsvariationer i hydrologiska förhållanden. Alternativt kan icke-frekvent buffring förekomma om våtmarkerna tömts manuellt (och återfylls naturligt) vid ett eller ett fåtal tillfällen.

Beaktande storlek (O eller B) och frekvens (I eller F) på buffringen kan våtmarkerna delas in i fyra kategorier: OI, OF, BI, BF. Kategoriseringen av aktuella våtmarker illustreras genom ett diagram med  $hB$  på x-axeln och  $hI$  på y-axeln (Figur 12).

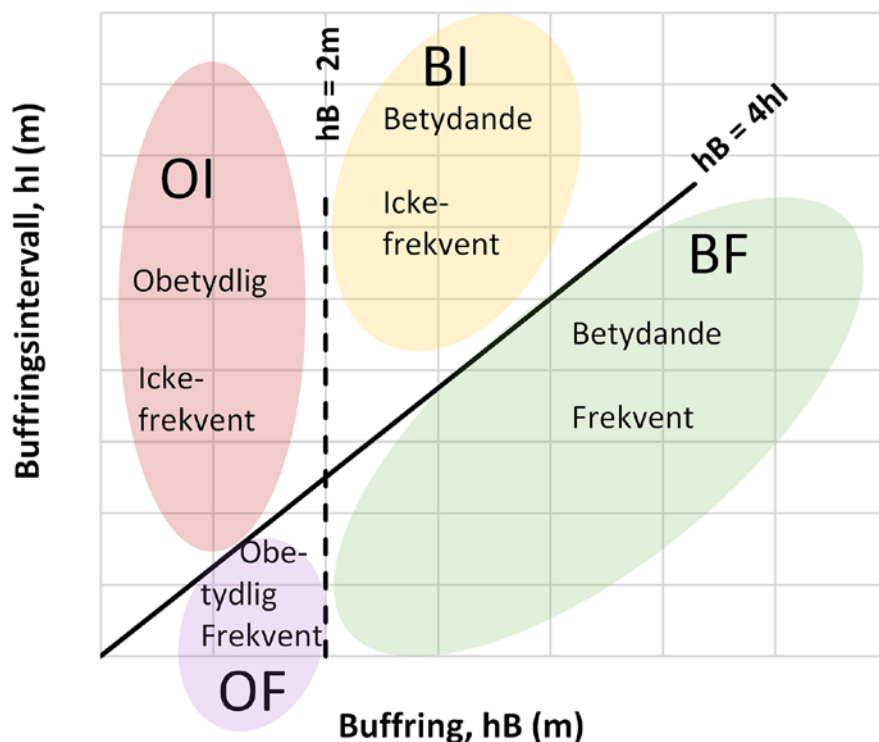


Figur 10. Schematisk skiss över nivåbuffring  $\Delta h_1$  i den anlagda våtmarkens sänka.



Figur 11. Schematisk figur över buffringshändelser storlek och frekvens som användes för att klassificera våtmarkerna.  $hI$  står för buffringsintervallet och  $hB$  för den (totala) nivåbuffringen.

## Buffring - typbeteenden



**Figur 12.** Våtmarkernas typbeteenden enligt fyra kategorier grupperade beroende på buffringens storlek och frekvens. Den streckade vertikala skiljelinjen visar  $hB = 2m$ , medan skiljelinjen  $hB = 4hI$  är heldragen.

### 2.8.3 Flödesbuffringens effekter på landskapsskala

För att flödesbuffringen i enskilda våtmarker ska ge effekt på en landskapsskala måste den sammanlagda arean  $A$  av våtmarkens individuella tillrinningsområde  $T$  ( $\Sigma A_{T-VM}$ ) vara betydande relativt huvudavrinningsområdets area ( $A_H$ ). I det följande används  $\Sigma A_{T-VM}/A_H$  som diagnostiskt mått på våtmarkernas effektivitet på en landskapsskala, där  $\Sigma A_{T-VM}/A_H \ll 1$  indikerar att få flödesvägar passerar genom våtmarker. Vi jämför dessutom  $VB/A_T$  (mm), dvs varje våtmarks volymbuffring (VB) normaliserat med arean på dess tillrinningsområde ( $A_T$ ), med ungefärlig effektiv nederbörd (mm) över tillrinningsområdet  $T$ , vilket indikerar de olika våtmarkernas individuella bidrag till flödesbuffring på landskapsnivå.

## 2.9 Akvatiska makrofyter och omgivande vegetation

Undervattensväxter inventerades med en SUP (Strand *et al.* 2023) i 40 våtmarker under augusti/september 2022 och 2023. En karta per våtmark skapades utifrån ortofoto i QGIS. Där markerades två transekter per våtmark, den längsta möjliga transekten i våtmarken och en transekt vinkelrätt mot den första på det bredaste stället (Figur 13). Provtagningspunkterna placerades var tionde meter längs varje transekt, koordinatsattes i QGIS och fördes över till GPS för fältarbetet. En teleskopisk kratta med decimetermarkeringar för vattendjupsavläsningar användes för provtagning (Strand 1999, 2010; Strand & Weisner 2001). Vid varje provtagningspunkt krattades våtmarksbotten en halv meter och proverna kategoriserades utifrån mängden makrofyter i fyra klasser, 0–3, där 3 är överfull kratta (Figur 14). Metoden ger semikvantitativa data för varje provpunkt. Arter noterades eller insamlades för artbestämning.



**Figur 13.** Exempel på utplacering av transekter och provtagningspunkter i QGIS vid inventering av undervattensväxter.

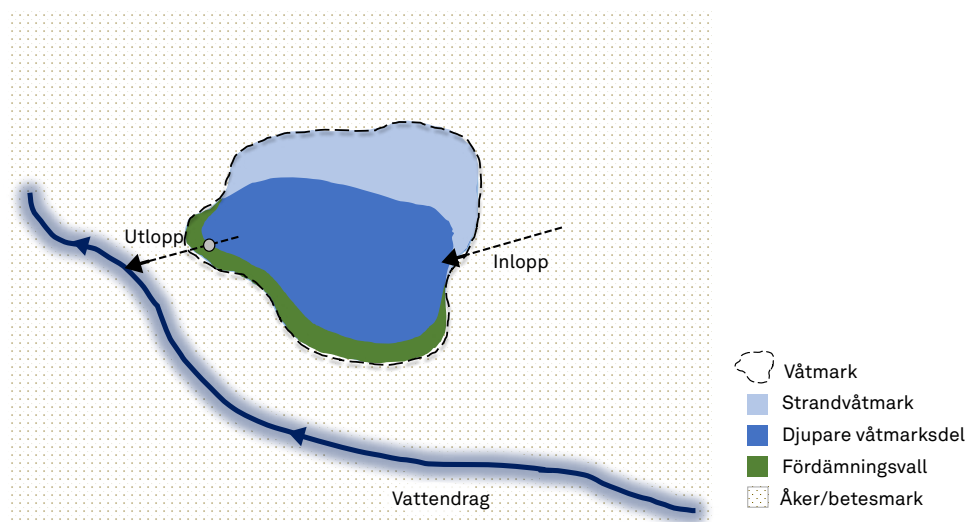


Figur 14. För inventering av undervattensväxter användes en kratta. Foto: Sofia Hedman.

Övervattensväxter och omgivande vegetation samt markanvändning karterades för leddjursstudien (se sektion 2.10) för 50 våtmarker (Åhlén, *et al.* submitted, se Bilaga 6. Publikationer från projektet), med ett fokus på översvämmade gräsmarker, vassbestånd samt betesmarker och ängar. Strandvåtmarker definierades som områden dominerade av halvgräs och tåg (Cyperaceae och Juncaceae) och indikerar översvämningszoner som är nödvändiga för många våtmarkslevande leddjur. Vassbestånd definierades som en kontinuerlig hög, icke-vedartad vegetation dominerad av bladvass (*Phragmites australis*) eller kaveldun (*Typha latifolia* eller *T. angustifolia*). Ängar och betesmarker definierades som gräsmarker med eller utan tecken på betande djur (nötkreatur, får, hästar eller annan boskap). Från insamlade fältdata beräknades ytan av varje naturtyp i en radie på 500 m runt insamlingsplatsen för småkryp.

## 2.10 Leddjur i den akvatisk-terrestra gränszonen och omgivande marker

Provtagning av småkryp genomfördes i den akvatisk-terrestra gränszonen, dvs våtmarkernas strandzoner som var antingen flacka och grunda där stora områden tidvis vattentäcktes (området ”strandvåtmark” i Figur 15) eller brantare vid vallar eller brant grävda strandpartier.



**Figur 15.** En typisk våtmark i det halländska jordbrukslandskapet (typ A i figur 2). Vanligtvis läggs en låg fördämningsvall på lägsta punkten mot vattendraget och bakomliggande mark däms upp något. Viss utgrävning sker normalt. Inlopp via t.ex. dräneringsledning (en eller flera) som grävs av. Utlopp via t.ex. nivåbrunn till vattendraget, men se även figur 7.

### 2.10.1 Insamling via Malaise-fällor, dammsugning, fallfällor och färgskålar

För att kvantifiera insekter och spindlar användes fyra metoder, som är effektiva för olika djurgrupper. Insamlingarna genomfördes under tre perioder; 1) månadsskiftet maj/juni, 2) månadsskiftet juli/augusti, samt 3) slutet på augusti. Spindlar och skalbaggar insamlades med fallfällor och dammsugning. Fallfällor fångar större och mer rörliga djur, och mäter aktivitetstäthet snarare än enbart täthet medan dammsugningar fångar alla djur och är ett direkt mått på täthet. Fallfällorna hade en diameter på 7 cm, och tre fällor fyllda med vatten och diskmedel (för att häva ytspänningen) grävdes ner vid varje lokal. För dammsugning användes en konverterad lövblås som användes för att suga upp insekter och spindlar inom en utlagd ring (45 cm) på tre platser per lokal (Figur 16). Flygande insekter samlades in med så kallade SLAM (Sea, Land, Air Malaise) fällor och med färgskålar (Figur 17), vilka fångar olika delar av det flygande insektsamhället. SLAM-fällorna placerades ut på en eller två platser per lokal och var ute i tre dygn vid varje insamlingstillfälle. SLAM-fällorna användes alla tre perioder, fallfällor enbart under period 1 och dammsugningar enbart under period 2–3. Färgskålar användes enbart under viss del av insamlingen, och består av ett set om tre skålar (blå, vit och gul) fyllda med vatten och diskmedel. Ett set placerades ut under tre dygn vid varje insamlingstillfälle. Under 2020, huvudåret

för insamlingarna, var fällor utsatta under tre perioder (maj, månadsskiftet juni–juli, månadsskiftet augusti–september). Vissa analyser har också inkluderat våtmarker från Uppland, som insamlats i ett annat projekt.

Före artbestämning sorterades djur till ordning eller familj. Vissa grupper bestämdes av Peter Hambäck (Tipulidomorpha, Heteroptera, samt en del mindre familjer inom Diptera). I övrigt användes externa experter för skalbaggar (Petter Andersson och Joel Hallqvist), spindlar (Raul Vicente), styltflugor – Dolichopodidae (Magnus Persson), dansflugor – Empididae/Hybotidae (Sven Hellqvist) och vissa Tipulidomorpha (Michael Andersson).

För datagenerering av strandlutning i strandvåtmarkerna vid mångfaldsstudierna användes en höjdkarta (Lantmäteriet) där lutningen togs fram som höjdskillnaden mellan Malaise-fällans position och marknivån vid vattenytan.



**Figur 16.** Insamling av insekter via en Malaise-fälla (överst) samt suginsamling av insekter och spindlar (nederst) i våtmarken TA25 i augusti 2022, efter nivå-sänkning (se sektion 2.10.2). Foton: John Strand.

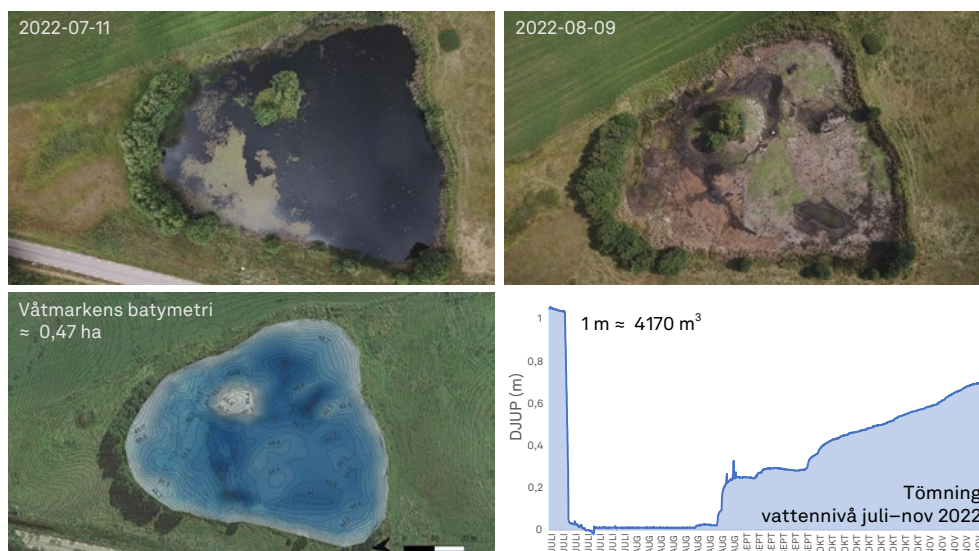


**Figur 17.** En Malaise-fälla samt färgskålar invid en våtmark. Infälld bild, med pil som visar placeringen av en fallfälla. Foton: John Strand.

## 2.10.2 Uttorkningsförsök

För att studera effekten av extrem torka genomfördes 2022 ett försök där vattennivån sänktes drastiskt i 7 våtmarker medan 9 våtmarker användes som kontroll. Vattennivån sänktes genom att rikta ner utloppsroret (snabel, Figur 7: F) eller genom att dra ut röret i utloppsbrunnen (Figur 7: D, E). Åtgärden medförde att vattennivån i damm-delen sänktes från en dryg meter ner till någon decimeter eller i något fall till bottennivån. Nivåsänkningen initierades i mitten av juli och utloppen återställdes efter fyra veckor. Efter återställandet tog det mellan två veckor och två månader tills den ursprungliga vattennivån var återställd (se exempel i Figur 18).

För att studera effekten av uttorkningsförsöket samlades insekter och spindlar in med metoderna angivna i 2.10.1. Detta gjordes; *i*) två veckor innan tömningen i mitten på juli, *ii*) mot slutet av tömningsperioden i början av augusti, *iii*) 6 veckor efter tömningen avslutats i slutet av september, samt *iv*) vid två tillfällen under 2023 (för att studera långtidseffekter). Data från uttorkningsförsöket vad gäller leddjur i strandzonen var inte färdiganalyserade vid tidpunkten för denna rapport.



**Figur 18.** Våtmarken BA9 som exempel med batymetrisk karta och vattennivå-data under uttorkningsförsöket. Foton: Sofia Hedman.

### 2.10.3 Trollsländor

Vi undersökte hypotesen att hydrologiska parametrar påverkar förekomst av vuxna sländor, vilket antas bero på att våtmarker med flacka strandlinjer och stora vattennivåvariationer skapat strandzoner gynnsamma för vuxna sländors födosök. Vissa arter är dessutom beroende av uttorkning eller kraftig sänkning av vattennivån och dessa borde därmed vara vanligare i våtmarker med kraftiga nivåvariationer. Vi inventerade därför vuxna trollsländor i 33 projektvåtmarker under fem säsonger (2019–2023, under minst tre perioder; försommar (maj–juni), högsommar (juli) samt sensommar (augusti–september) för att få med fenologiskt tidiga och sena arter. Utöver våtmarkerna inventerades 8 groddammar, tre integrerade skyddsområden, en sjö samt en bäcksträcka. Inventeringarna bestod av linje- och punktinventeringar där individantalet per art uppskattades i följande kategorier; 1, 2, 3, 4, 5, 5–10, 10–25, 25–50, > 50. Vid behov håvades individer för artbestämning, eller att de bestämdes med kikare eller kamera.

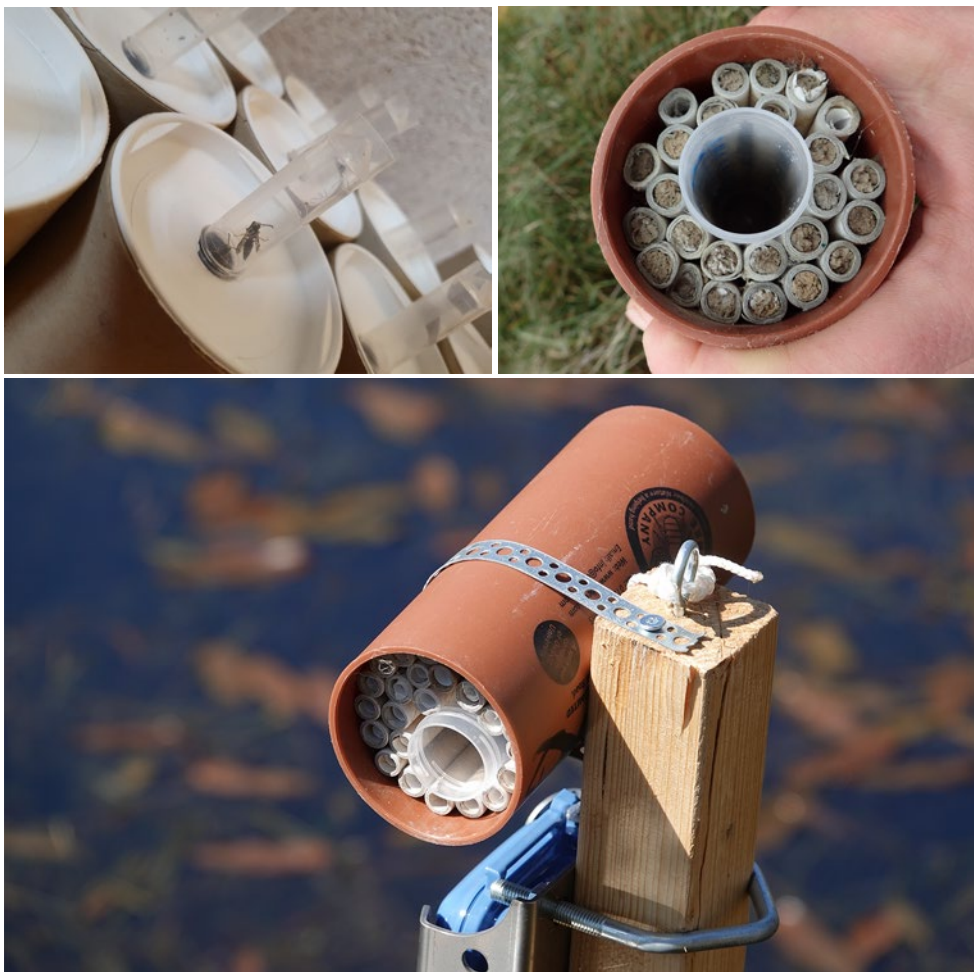
### 2.10.4 Pollinatörer

För att mäta tätheten av solitära bin och getingar placerades en biholk per våtmark på stolpen med nivåmätare (Figur 19) i 84 våtmarker. Biholkarna konstruerades av plaströr (Oxford Bee Company) med en inre diameter på 10 cm, enligt standardmetod (Tschardt *et al.* 1998), med 26 bo-rör (Oxford Bee Company). Olika diametrar ( $\varnothing = 5$  mm,  $N = 13$ ,  $\varnothing = 8$  mm,  $N = 13$ ) användes för att öka mångfalden av solitära bin och getingar då olika arter behöver olika diametrar för sina bon. Bo-rören hade ett yttre skal av kartong med ett inlägg av papper så att bona kan hanteras enskilt vid räkning av antal larver.

Biholkarna placerades i våtmarkerna under våren 2020 och inhämtades på senhösten samma år. Över vintern förvarades biholkarna kallt men väderskyddat inomhus så att larverna kunde utvecklas normalt utan att förstöras av vind eller fuktighet. På sensommar 2023 placerades holkarna i större kartongrör för att fånga nykläckta individer (Figur 19). Solitära bin artbestämdes av Björn Klatt och solitära getingar av Johan Abenius.



Vi testade om skillnader i minsta vattenareal i våtmarker vid naturliga torr-perioder påverkade bins och getingarnas (släkten *Trypoxylon*, *Ancystrocerus* och *Symorpus*) förekomst. Dessutom användes datum för utplacering av holkar i modellen för att kontrollera skillnader mellan våtmarker samt antal getingar (i modellen för bin) respektive antal bin (i modellen för getingar) för att kontrollera på bokkonkurrens.



**Figur 19.** Biholk monterad på en vattennivåmätare (nederst) samt vid inhämtning med bebodda hål (överst till höger) och vid kläckning (överst till vänster). Foton: Björn Klatt och John Strand.

## 2.11 Markägarenkät

I februari 2021 kontaktades alla markägare för en intervju om deras motiv och användning av de anlagda våtmarkerna. Alla kontakter gjordes per telefon och av samma intervjuare. Markägarna kunde göra intervjun per telefon eller svara på frågorna online genom en länk till ett frågeformulär, samma som användes för telefonintervjuerna. Alla telefonintervjuer spelades in och transkriberades senare.

Frågeformuläret innehöll 12 frågor (se Bilaga 3) som fokuserade på orsakerna till våtmarksanläggning och hur markägarna värderar sina våtmarker i termer av faktisk användning. Vi inkluderade också frågor om och hur de ändrade sin uppfattning om anlagda våtmarker med tanke på klimatförändringar och använde översvämningss-buffring och vattenmagasinering som exempel på framtida användning.

## 3. Resultat

### 3.1 Våtmarkernas egenskaper och typindelning

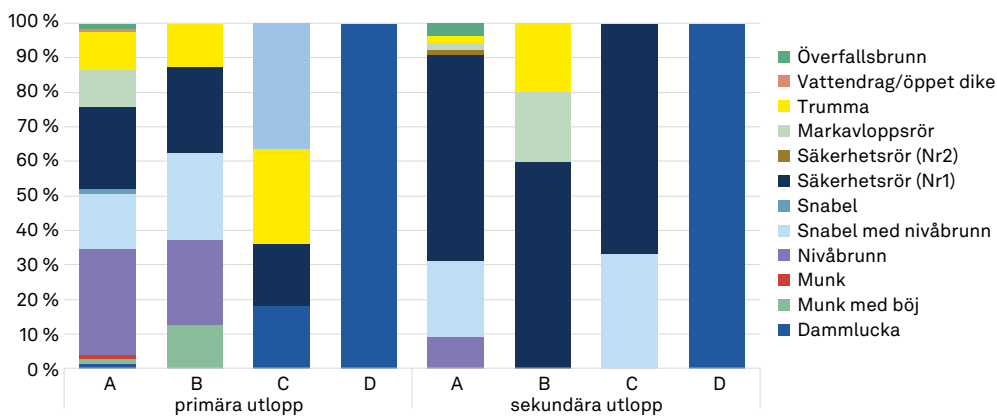
Den genomsnittliga storleken på de 111 projektvåtmarkerna var  $0,98 \pm 2,09$  ha (medel och standardavvikelsen) utifrån deras inmätta våtmarkssänkor och kompletterande kartmaterial. Minsta våtmarken hade en yta på 0,03 ha och den största var en fågelvåtmark på 17,09 ha. Generellt var de 13 våtmarker utanför de 11 avrinningsområdena större ( $3,71 \pm 4,77$  ha) än våtmarkerna inom dessa ( $0,62 \pm 0,82$  ha). Medelvattenytan beräknad utifrån våra detaljerade mätningar av vattennivå och nivåvariationer (år 2021–2022) för de 88 våtmarker (efter att sex våtmarker exkluderats) som ingick i dataanalysen och modelleringen av buffringskapaciteten var 0,57 ha, och minimumytan var 0,39 ha. Medeldjupet i våtmarkerna varierade över tid mellan 0,60 m och 0,97 m, med ett medel på 0,79 m (år 2021–2022).

Kartläggningen av in- och utlopp genomfördes vid 90 av 98 projektvåtmarker samt vid 11 av 13 EkoVåtmarker, totalt 101 våtmarker. En av de fyra märgelhålorna som inkluderades i studien var en fullgod anlagd våtmark med in- och utlopp och kategoriserades som våtmarkstyp A. Resterande märgelhålor hade varken in- eller utlopp och var därmed endast yt- och grundvattenförsörjda.

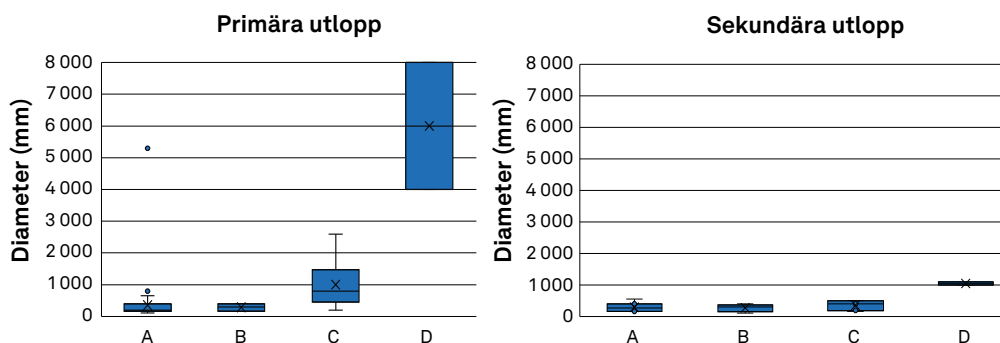
I genomsnitt hade typ A–D våtmarkerna 3 inlopp (max = 14) och 2 utlopp (max = 5). Det vanligaste inloppet var markavloppsrör från markdräneringar, speciellt för typ A. Primära och sekundära utloppstyper och rördimensioner varierade mellan våtmarkstyper, men nivåbrunnar (160–200 mm rördiameter) var vanligast som primärt utlopp (26 %) medan fasta rör (vägtrumma med större rördiameter 300–500 mm) förekom i 23 % av våtmarkerna, vridbar snabel i 14 %, större trummor i 12 % samt markavloppsrör i 9 % (Figur 20, se Figur 7 för schematiska skisser av våtmarkstyper). Som sekundära utlopp var säkerhetsrör (300–500 mm) vanligast. Medan nivåbrunnar, säkerhetsrör och snablar var vanligast primärutlopp i typ A och B var vattendrag/öppna diken och trummor med större diameter dominerande för typ C. Typ D hade endast dammluckor som utlopp (Figur 21).

Totalt finns en aktiv tömningsfunktion av utloppen vid 71 % av våtmarkerna medan 26 % hade fasta utlopp i form av enkla utloppsrör eller öppna diken. Tre märgelhålor hade inget utlopp. Genom de justerbara utloppen finns möjlighet att aktivt sänka vattennivån i våtmarker med tömningsfunktion med  $1,11 \pm 0,59$  m i genomsnitt ( $n = 68$ ), och upp till 3,2 m i EkoVåtmarken D22. Dessa värden tyder på stor teoretisk tömningskapacitet.

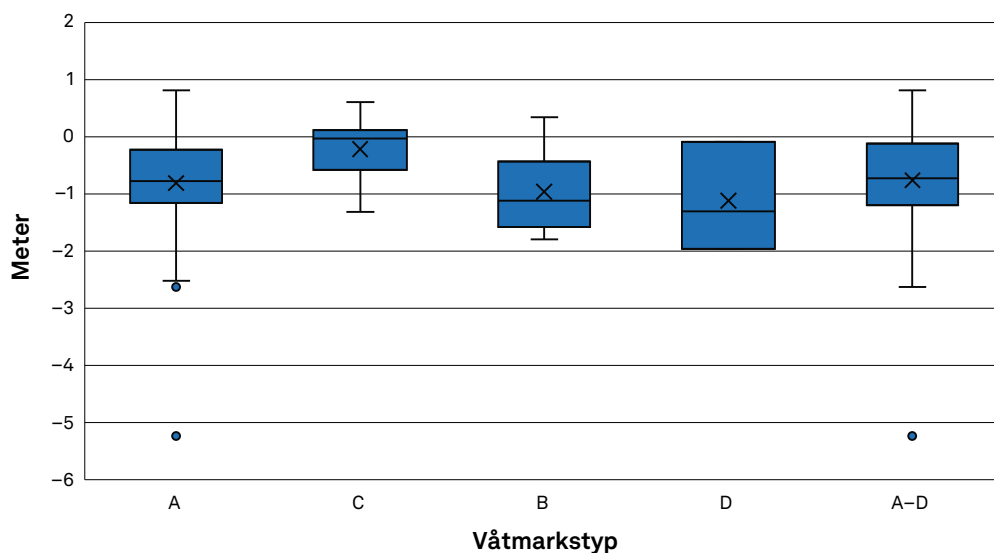
Analysen av de i fält uppmätta nivåskillnaderna mellan in- och utloppsnivåer visar också att det finns uppdämning i inlopp (inkommande inflöde) i 20 % av de undersökta våtmarkerna om våtmarkens vattennivå ligger vid lägsta utloppsnivån (Figur 22). Medelskillnaden låg dock på  $-0,76 \pm 0,85$  m. I enstaka fall låg inloppet en bit bort från våtmarken och därmed längre uppströms på högre nivå t.ex. där en kulvert öppnats upp och letts in i våtmarken med fall, varför det kan finnas höga negativa värden där alltså inloppsnivån låg långt över utloppsnivå varför ingen uppdämning i inkommande system uppstår.



Figur 20. Procentuell fördelning av utloppstyper av våtmarkers primära och sekundära utlopp för våtmarksklasser A–D.



Figur 21. Diametrar av primära och sekundära utlopp för våtmarkstyp A–D.



Figur 22. Inmätta nivåskillnader mellan lägst liggande in- och utlopp för våtmarker (n = 95) för våtmarkstyper A–D, enskilt och samlat. Positiva värden tyder på en uppdämning i inloppet när våtmarkens vattennivå ligger vid utloppsnivån.

## 3.2 Våtmarkernas tillrinningsområden samt vattendragens avrinningsområden och vattenflöden

Tillrinningsområdena för de 88 beaktade våtmarkerna visade på betydande skillnader sinsemellan (Tabell 1), bland annat på grund av karakteristika hos deras (huvud)avrinningsområden, våtmarkstyper och inloppslösningar, särskilt faktorn huruvida inloppet representerade ett hel- eller delflöde. Helflöden är typiska för våtmarkstyp A, C och D där allt vatten från t.ex. ett dräneringssystem eller dike leds in till våtmarken. Delflöden till fram för allt sidodammar (Våtmarkstyp B) innebär att våtmarken försörjs med vatten via rör från t.ex. ett dike eller vattendrag (Figur 2).

Medelarean av tillrinningsområden för helflöden var  $1,98 \pm 3,93 \text{ km}^2$  ( $5,72 \pm 11,58 \text{ km}^2$  för både hel- och delflöden). Våtmarkstyp D hade de största tillrinningsområdena (medelvärde  $35,46 \pm 8,76 \text{ km}^2$ ) och förekom i Alslövsån, Nyrebäcken och Vessingeån (Tabell 1, Figur 23).

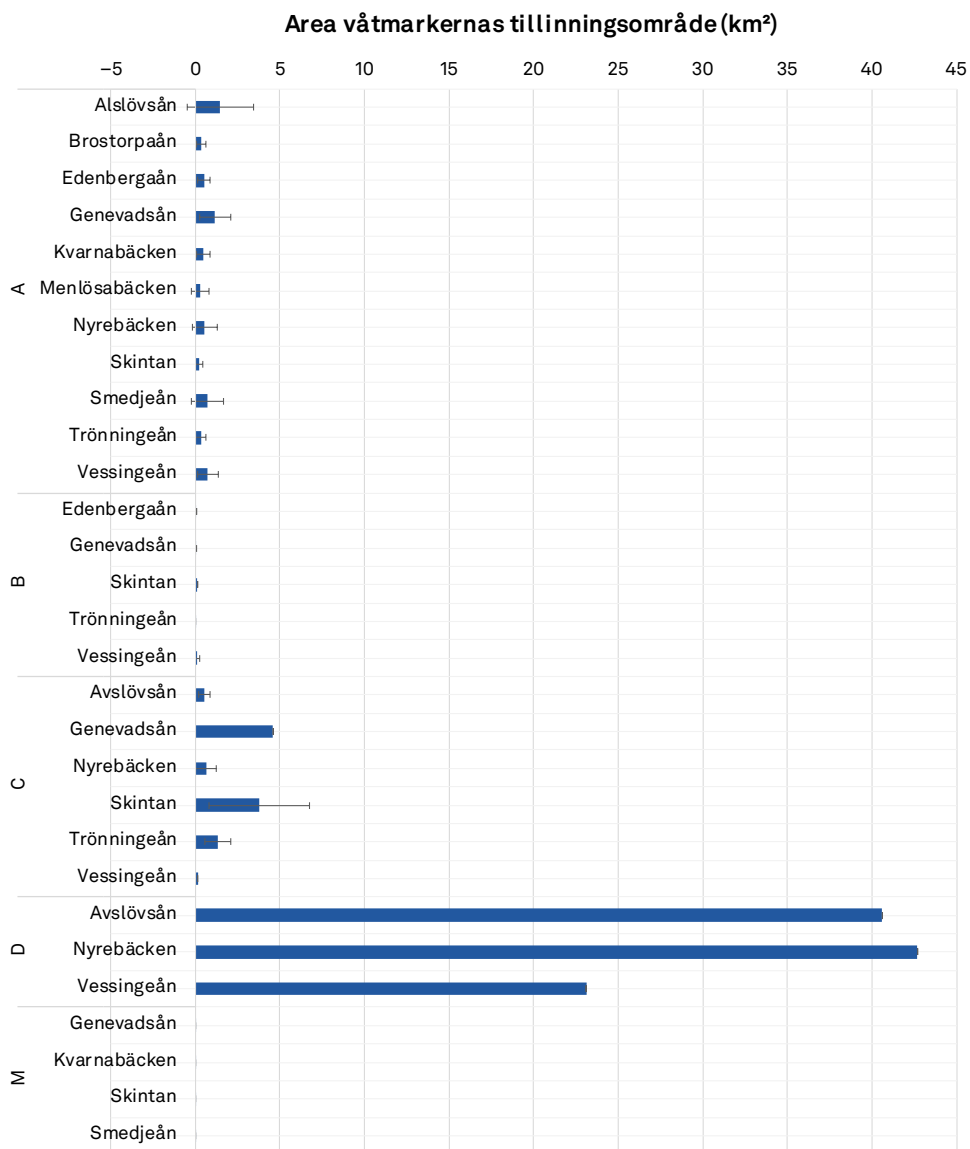
Jämförelsen av storlek och utformning av vattendragens avrinningsområden mellan SMHI:s indelning och våra modelleringar baserade på den nya AI-modellerade dikeskartan med högre precision visade att avrinningsområdena enligt SMHI var  $3,2 \pm 3,8 \%$  större och att det fanns mindre, men betydande skillnader i utformning (Figur B8 – Figur B10 i Bilaga 2). Vattendelare var förskjutna, vilket t.ex. ledde till att projektvåtmarken Ska2 i Skintan hamnade utanför avrinningsområdet och därmed projektområdet.

De sammanlagda tillrinningsområdena från våtmarker som samlar allt vatten från den uppströms belägna markens huvudfåra (helflöden) täckte 17,4 % av den totala arean på vattendragens avrinningsområden. Utöver detta tillkommer viss mängd våtmarksvatten som avleds ("delflöden") från relativt stora tillrinningsområden vars huvuddränering dock passerar bredvid, och inte igenom, våtmarken. Variationen mellan tillrinningsområdenas andel av respektive avrinningsområde var dock stor (1,9 – 97,3 % täckning) (Figur 24). Se även sektion 3.6 där sambanden med våtmarkers buffringkapacitet redogörs.

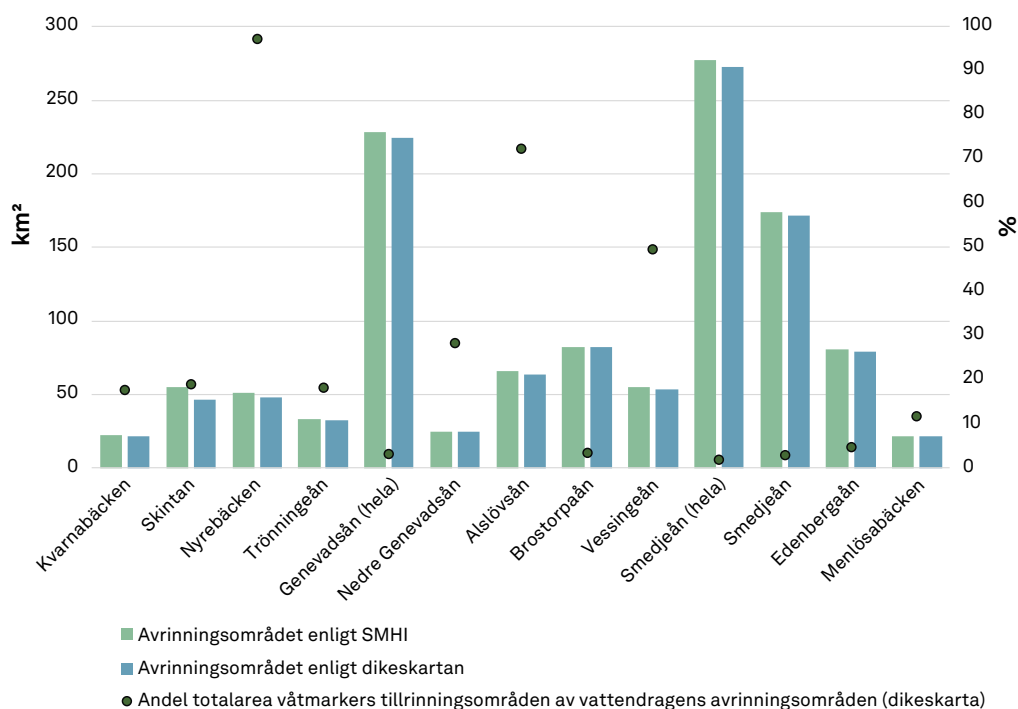
**Tabell 1. Översikt över summerade- och medelareor (km<sup>2</sup>) för våtmarkernas individuella tillrinningsområden per projektavrinningsområde och uppdelad i klasserna helflöden och hel- och delflöden.**

Avrinningsområde	Totalarea helflöden (km <sup>2</sup> )	Medelarea helflöden (km <sup>2</sup> )	Totalarea hel- och delflöden (km <sup>2</sup> )	Medelarea hel- och delflöden (km <sup>2</sup> )
Alslövsån	46,1	$7,7 \pm 14,8$	46,2	$7,7 \pm 14,8$
Brostorpaån	2,9	$0,4 \pm 0,3$	6,7	$0,8 \pm 1,2$
Edenbergaån	3,8	$0,5 \pm 0,4$	26,9	$3,4 \pm 7,5$
Genevadsån	7,0	$1,2 \pm 1,7$	221,6	$36,9 \pm 77,4$
Kvarnabäcken	3,8	$0,4 \pm 0,4$	4,0	$0,4 \pm 0,4$
Menlösabäcken	2,5	$0,3 \pm 0,5$	2,7	$0,3 \pm 0,5$
Nyrebäcken	46,8	$5,9 \pm 13,9$	46,8	$5,9 \pm 13,9$
Skintan	8,9	$1,0 \pm 2,1$	13,5	$1,5 \pm 2,3$
Smedjeån	5,1	$0,6 \pm 0,9$	6,1	$0,8 \pm 0,9$
Trönningeån	6,0	$0,6 \pm 0,7$	9,7	$0,1,0 \pm 1,1$
Vessingeån	26,6	$3,3 \pm 7,5$	33,4	$4,2 \pm 7,4$

Analysen av våtmarkstätheten inom avrinningsområden, dvs det sammanlagda antalet av identifierade vattenytor, resulterade i 1528 objekt med 709 ha vattenyta. Av dessa var 493 ha *sjö*, 165 ha *anlagd våtmark*, 45 ha *märgelhåla* och resterande *integrerad skyddszon* och *naturlig våtmark*.

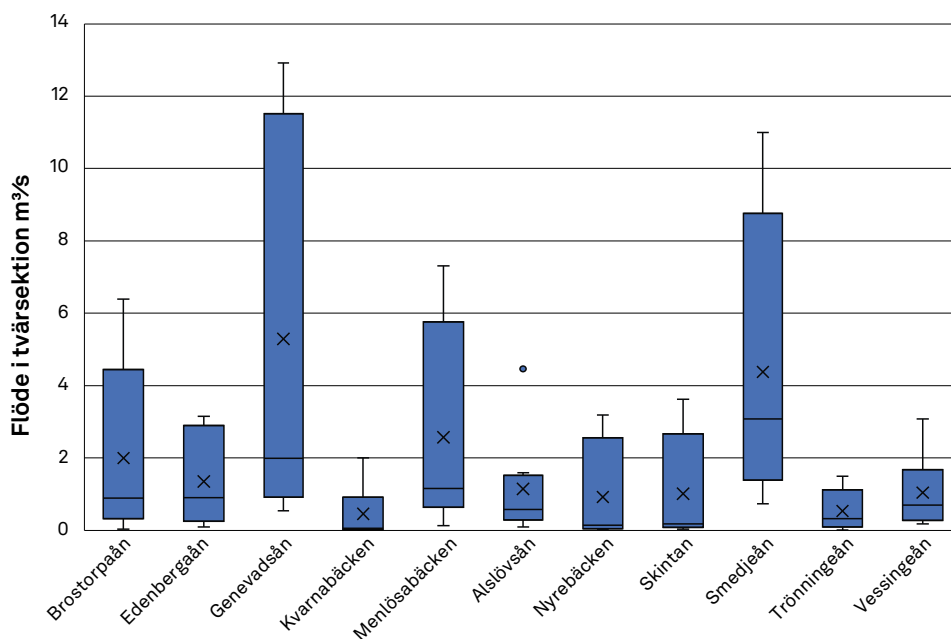


**Figur 23.** Medelarea (km<sup>2</sup>) av projektvåtmarkernas individuella tillrinningsområden (helflöden) per våtmarkstyp och projektavrinningsområde.



**Figur 24.** Area (km<sup>2</sup>) av vattendragens avrinningsområden enligt SMHI:s indelning och egna modelleringar baserade på dikeskartan (vänster axel), och procentuell andel (%) av den sammanlagda arean av vattendragens tillrinningsområden (höger axel). Notera att arean för Genevadsån och Smedjeån redovisas både för hela avrinningsområdet (Genevadsån hela inkluderar Genevadsån nedre, Alslövsån, Brostorpaån och Vessingeån; Smedjeån hela inkluderar Smedjeån, Edenbergaån och Menlösabäcken) och för respektive del.

Flödesmätningarna och de kontinuerliga vattenståndsmätningarna som genomfördes i 11 vattendrag 2021–2023 visade att högflöden och högvattenstånd förekom i mitten av januari 2021, december 2021 och januari 2023. Lägsta flöden och vattenstånd noterades i mitten av augusti 2022. Genevadsån och Smedjeån hade högsta medelvattenflöden ( $5,29 \pm 5,20 \text{ m}^3/\text{s}$  respektive  $4,38 \pm 3,80 \text{ m}^3/\text{s}$ ), och Kvarnabäcken och Trönningeån lägsta ( $0,46 \pm 0,70 \text{ m}^3/\text{s}$  respektive  $0,53 \pm 0,53 \text{ m}^3/\text{s}$ ). I mindre vattendrag så som Trönningeån var den uppmätta vattennivåskillnaden stor mellan lågflödes- och högflödessituationer, medan endast små nivåskillnader registrerades för t.ex. Genevadsån som är större och bredare med betydande svämplan.



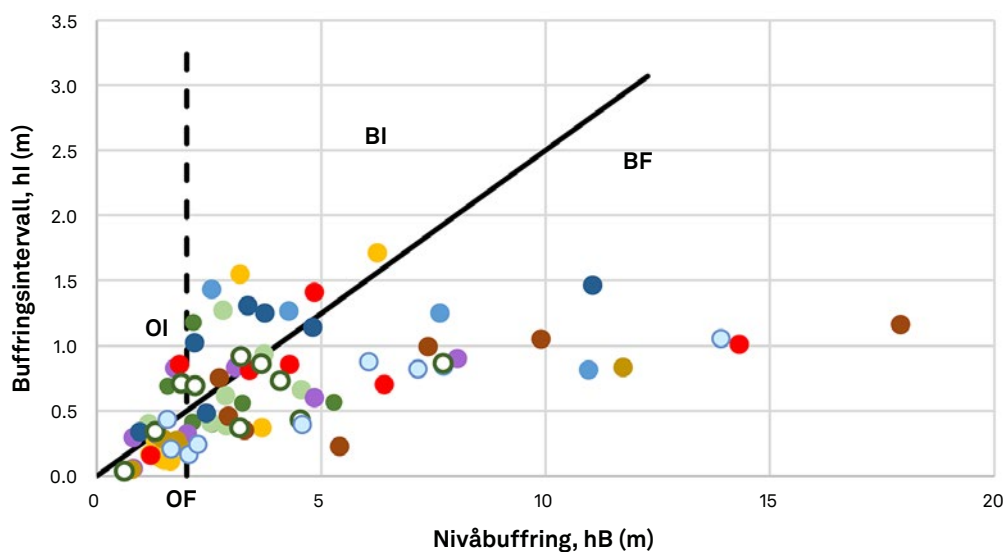
**Figur 25.** Flöde i tvärsektion mätt i 11 vattendrag mellan 2021 och 2023 med minst 7 mättillfällen per vattendrag.

### 3.3 Våtmarkers buffringsförmåga

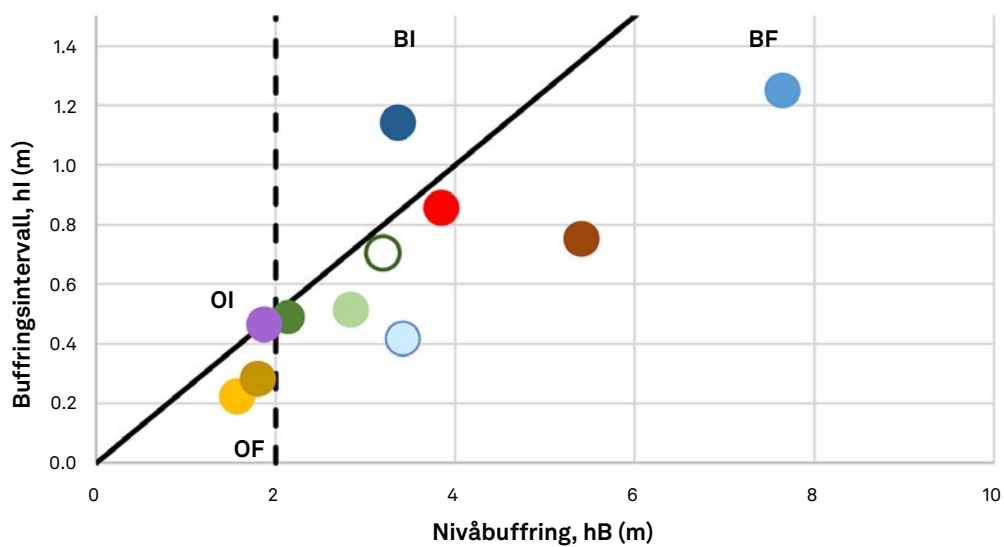
Våtmarkernas nivåbuffring  $h_B$ , som reflekterar kumulativa vattennivåökningar under mätperiodens alla buffringshändelser, uppvisar ett relativt stort spann, mellan i princip 0 m upp till drygt 20 m (x-axeln i Figur 26a). Våtmarkernas buffring uppvisar även betydande variation i typbeteende (se sektion 2.8.2) inom respektive huvudavrinningsområde (se Figur 26a). Totalt uppvisade 27 våtmarker obetydlig (O) nivåbuffring (< 2 m på två år), med infrekventa (I) buffringshändelser (kategori OI) i 10 av fallen, samt frekventa (F) buffringshändelser i resten av fallen (kategori OF). Av de 61 våtmarker som uppvisade betydande (B) buffring ( $\geq 2$  m på två år) var buffringen infrekvent i 23 fall (kategori BI) samt frekvent i 44 fall (kategori BF).

Skilda medianvärden för  $h_B$  samt  $h_I$  mellan respektive avrinningsområde (Figur 26b) indikerar att systematiska skillnader finns på landskapsnivå. Medianbuffringen är lägst för våtmarker i Edenbergaåns avrinningsområde (1,7 m) och högst för Genevadsåns avrinningsområde (7,5 m), en skillnad på nästan 400 %. Fördelningen av våtmarkernas buffring är dessutom log-normal (Figur 27), vilket betyder att medelbuffringen är högre än medianbuffringen. Medelbuffringen under tvåårsperioden 2021–2022 för alla 88 våtmarker är 4,4 m, vilket kan jämföras med medianvärdet 3,1 m. Det finns ett fåtal högbuffrande våtmarker, inklusive NAA21 i Alslovsåns avrinningsområde (20,5 m) och NA8 i Nyrebäckens avrinningsområde (17,9 m), båda av typ D.

(a) Nivå- (h) buffring 2021–2022:  
Värden för enskilda våtmarker



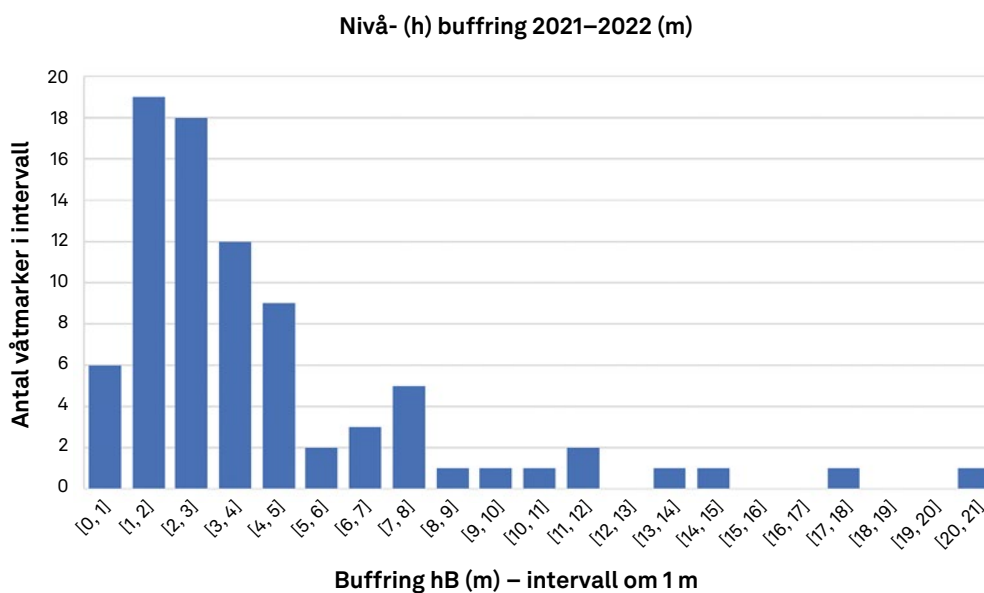
(b) Nivå- (h) buffring 2021–2022:  
Medianvärden inom olika avrinningsområden



- Brostorpaån
- Edenbergaån
- Genevadsån
- Kvarnabäcken
- Menlösabäcken
- Nyrebäcken
- Skintan
- Avslovsån
- Smedjeån
- Trönningeån
- Vessingeån

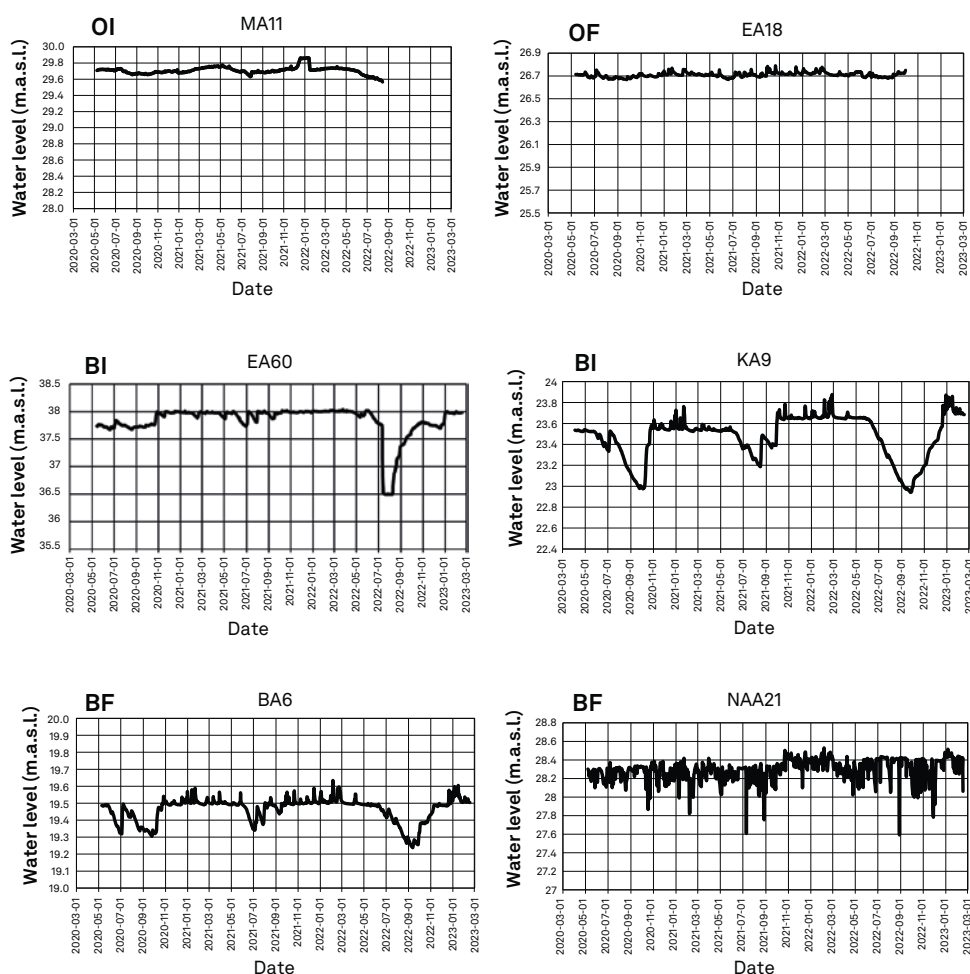
**Figur 26.** (a) De 88 analyserade våtmarkernas sammanlagda nivåbuffring samt buffringsintervall under 2021–2022 (färgkodning efter avrinningsområde), och deras fördelning mellan de fyra kategorierna för typbeteende (OI, OF, BI, BF), samt (b) våtmarkernas medianvärden för sammanlagd nivåbuffring samt buffringsintervall inom respektive avrinningsområde.





**Figur 27.** Histogram över de analyserade våtmarkernas buffring.

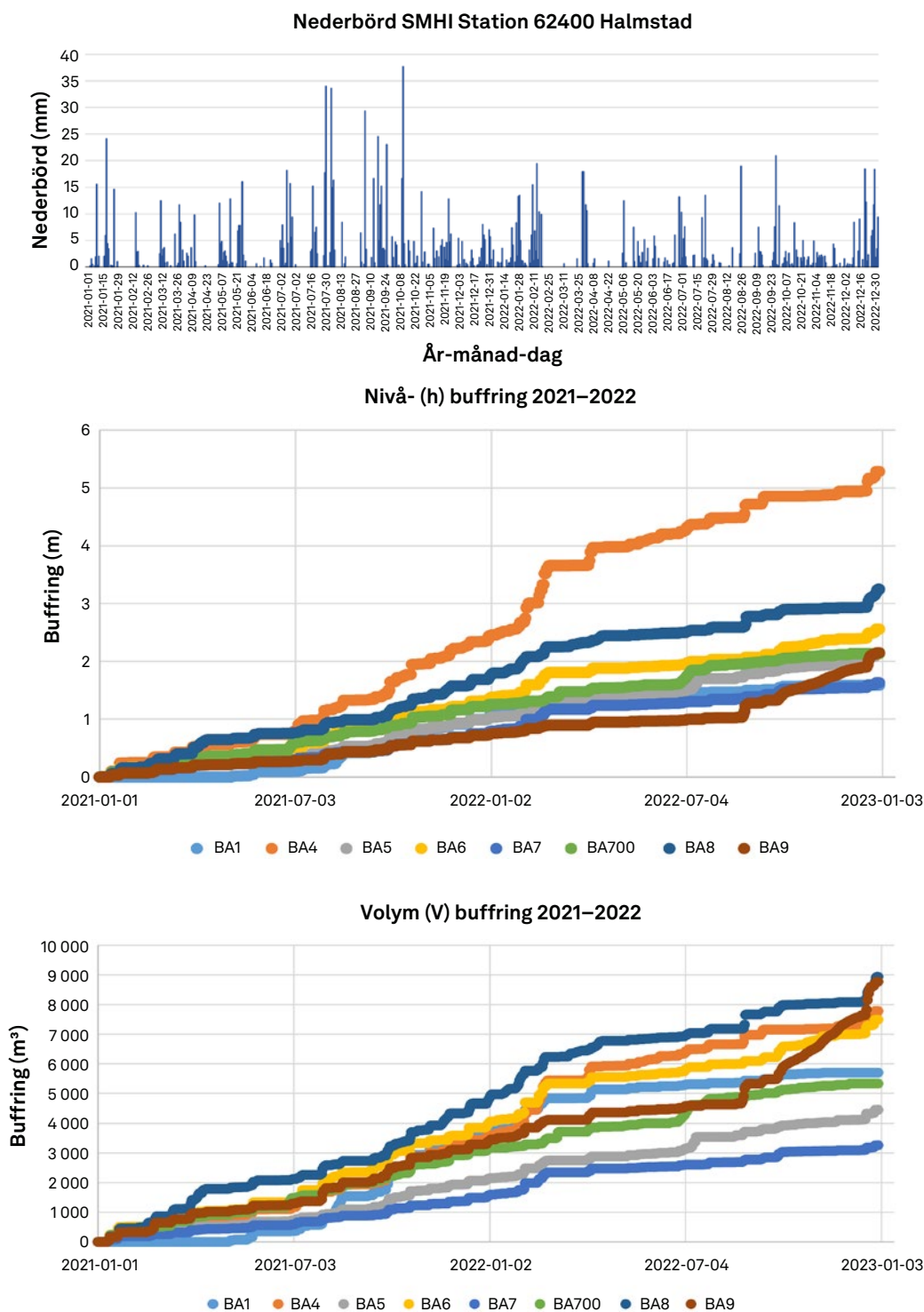
Figur 28 exemplifierar de skilda typbeteenden som observerats i de 88 undersökta våtmarkerna (jämför Figur 12). Den första raden i Figur 28 illustrerar de låga amplituderna hos våtmarker med obetydlig buffring (OI och OF). Mellanraden visar två exempel på betydande infrekvent buffring (BI), varav det första exemplet (våtmark EA60) visar hur våtmarkens buffring under mätperioden helt domineras av en enstaka tömning. Det andra BI-exemplet (våtmark KA9) visar hur buffringen istället kan domineras av årstidsbundna lågvattenhändelser, möjligen förstärkta av uttag för vattenanvändning. Den nedersta raden visar två exempel på betydande frekvent (BF)-buffring. Våtmark BA6 visar, liksom KA9, på ett visst årstidsbundet mönster, med lågvattenhändelser i augusti–september. En viktig skillnad mot den infrekvent buffrande våtmarken KA9 är dock den mycket mer frekventa förekomsten av buffringshändelser (toppar) som respons på regn hos BA6, vilka dominerar i totalbuffringen snarare än årstidsvariationerna. Våtmark NAA21 uppvisar slutligen ett extremt BF-mönster med mycket frekvent återkommande toppar och betydligt mindre dominans av årstidsvariationer.



**Figur 28.** Övre raden: Obetydlig lcke-frekvent (OI) buffring i våtmark MA11 samt Obetydlig frekvent (OF) buffring i våtmark EA18. Mellersta raden: Betydande lcke-frekvent (BI) buffring (tömning) i våtmark EA60 samt BI (årstidsvariation/ uttag) i våtmark KA9. Nedersta raden: på Betydande frekvent (BF) buffring (median) i våtmark BA6 samt BF buffring (extrem) i våtmark NAA21.

Nederbördsmängder i Halmstad (SMHI station 62400) under tvåårsperioden 2021–2022 jämförs i Figur 29 med kumulativ nivåbuffring samt volymbuffring under samma period, för exemplet Brostorpåns avrinningsområde och dess 7 projektvåtmarker som ingick i analysen. Dessa våtmarker uppvisade ett medianvärde för nivåbuffringen på strax över 2 m (se Figur 26b, samt Figur 29), vilket är en buffringsnivå som ligger nära många av projektvåtmarkerna (Figur 26a). Figur 29 illustrerar att samband finns mellan mängden nederbörd och buffringens nivå i de flesta av våtmarkerna. Exempelvis var den totala nederbörden 860 mm år 2021, vilket är 30 % högre än de 660 mm som föll år 2022. Buffringskurvornas högre lutning under år 2021 (Figur 29) illustrerar att buffringen var ca 30 % högre detta högnederbördsår. Våtmark BA9 (brun kurva i Figur 29) utgjorde ett undantag, eftersom den utsattes för manuell tömning under år 2022 och därför visade hög efterföljande buffring. Liknande mönster som i Brostorpåns återfinns för frekvent buffrande våtmarker i alla undersökta avrinningsområden. Figur 29 illustrerar även en torrperiod som inträffade mellan slutet av februari och april 2022, och hur buffringen då i princip avstannar i våtmarkerna (resulterande i flacka kumulativa kurvor under perioden). Omvänt, under januari 2021, vilket är den månad som uppvisade de högsta

observerade vattennivåerna och vattenflödena i avrinningsområdenas vattendrag (enligt utplacerade vattennivåmätare och flödesmätningarna), var flödesbuffringen omkring 30 % högre än medelbuffringen under övriga delar av 2021. Detta indikerar att flödesbuffringen är avsevärd under höglödesförhållanden.

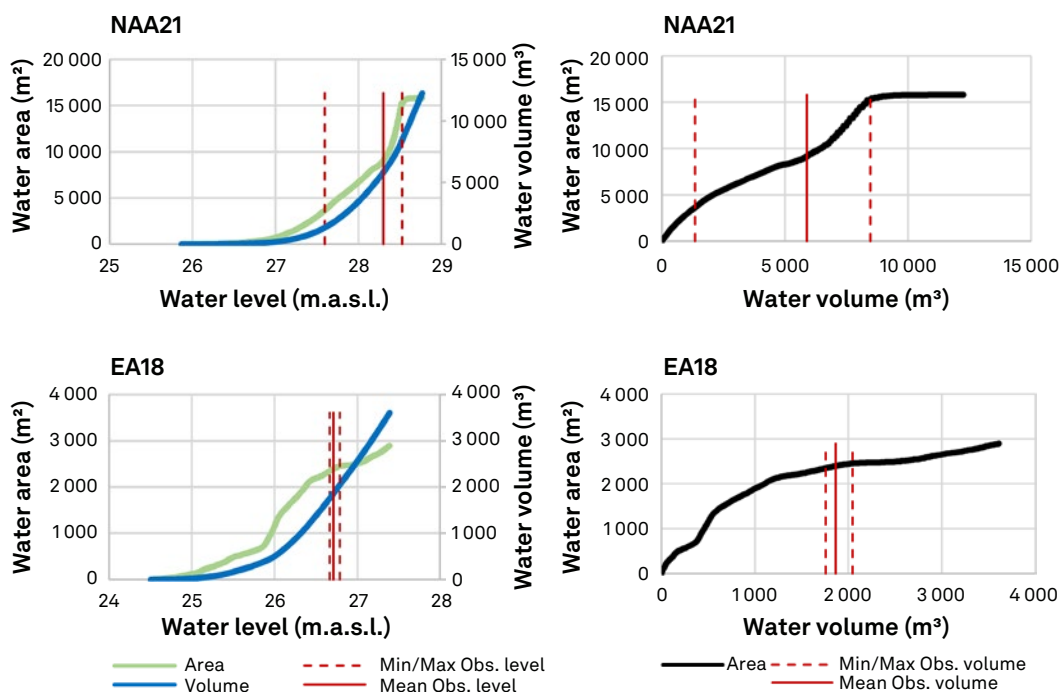


**Figur 29.** Nederbörd per dag (mm) under tidsperioden 2021–2022 (övre panelen) samt kumulativ nivåbuffring (m) (mellersta panelen) samt volymbuffring (m<sup>3</sup>) (nedersta panelen) under samma tidsperiod för de 7 undersökta våtmarkerna som dataanalyserades för Brostorpaåns avrinningsområde.

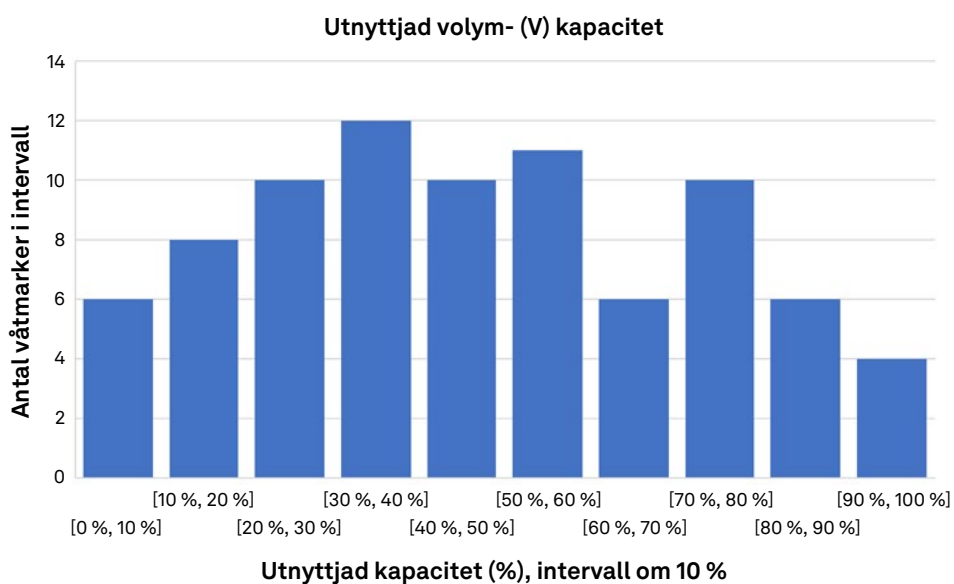
### 3.4 Samband mellan buffring och andra våtmarkskaraktäristika

Den batymetriska kartläggningen av projektets våtmarker möjliggör kvantifiering av deras (vatten)nivå-area-volym samband (Figur 30). Lutningen på kurvorna i nivå-area- och volym-area-graferna beror på strandzonens lutning och på hur stor våtmarksytans benägenhet är att ändra storlek i respons till volymförändringar. En brant kurva indikerar en flack strand med stor benägenhet till storleksförändringar, medan en flackare kurva indikerar en brantare strand. Denna information utgör en viktig bas för undersökning av möjliga kopplingar mellan våtmarkshydrologi och förekomst av olika småkryp (se även sektion 3.6).

För den mycket välbuffrande våtmarken NAA21 (Figur 30, se även Figur 28), avspeglas exempelvis den goda buffringskapaciteten i att den observerade minimumvolymen är betydligt mindre än den observerade maximumvolymen (streckade, vertikala linjer i Figur 30, vilket inte är fallet för den obetydligt buffrande våtmarken EA18. För NAA21 utgör den observerade volymbuffringen så mycket som 60 % av den teoretiskt möjliga buffringen, givet storleken på våtmarkssänkan nedanför utloppshöjden. För EA18 utgjorde volymbuffringen endast 8 % av den buffring som hade varit teoretiskt möjlig givet de batymetriska förutsättningarna. Hur stor andel av den teoretiska buffringen som realiserats (utnyttjad kapacitet) under 2021–2022 skiljer sig mycket mellan projektvåtmarker (Figur 31), från bara några enstaka procent realiserad buffring upp till 100 % realiserad buffring (medelvärde = 47 %, medianvärde = 44 %).

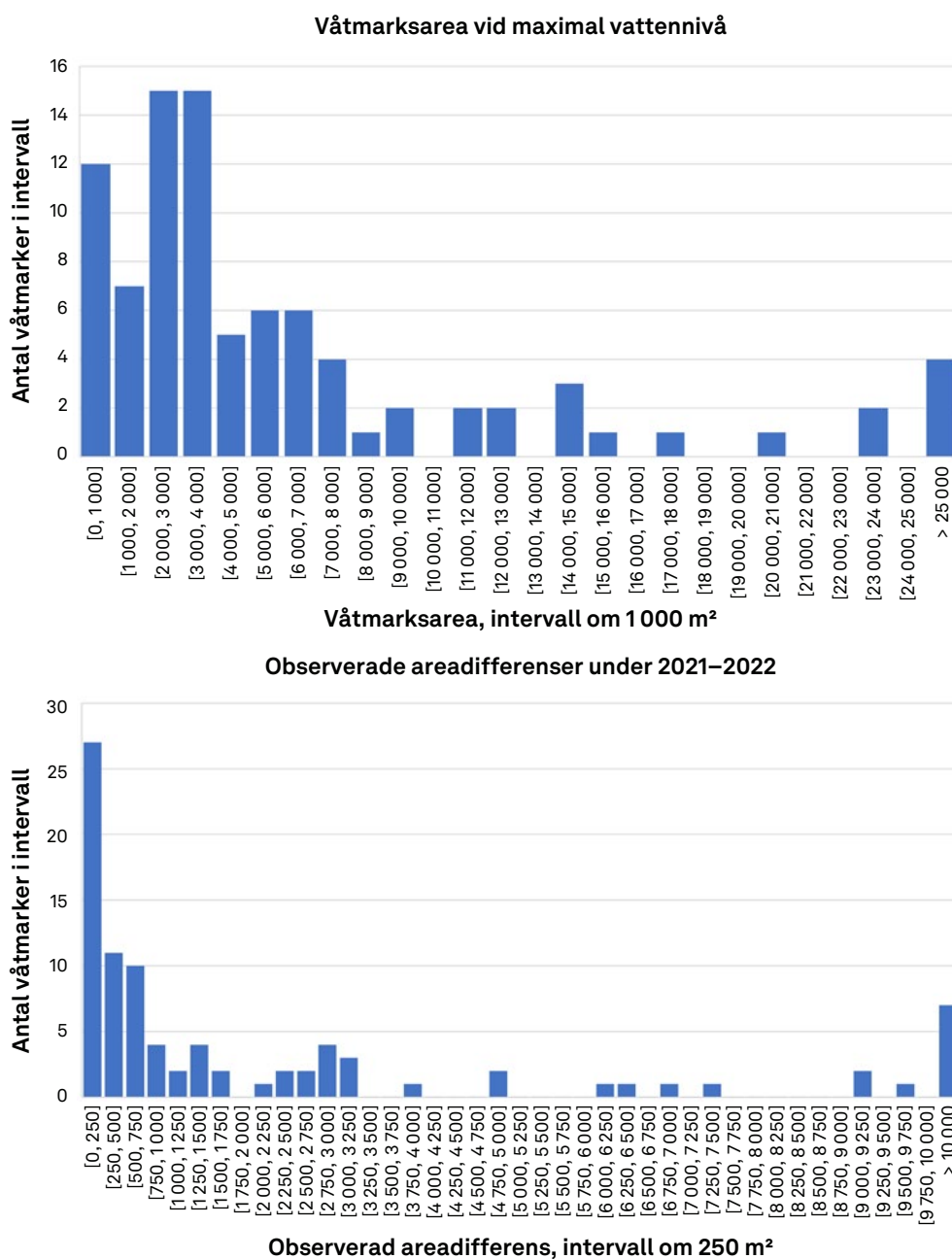


**Figur 30.** Exempel på nivå-area-volym-samband, med välfungerande buffring (våtmark NAA21) och obetydlig buffring med mycket små nivå-, area- och volymskillnader (våtmark EA18). De streckade röda, vertikala linjerna visar minimum och maximum observerad vattennivå (t.v.) och volym (t.h.) under åren 2021–2022.



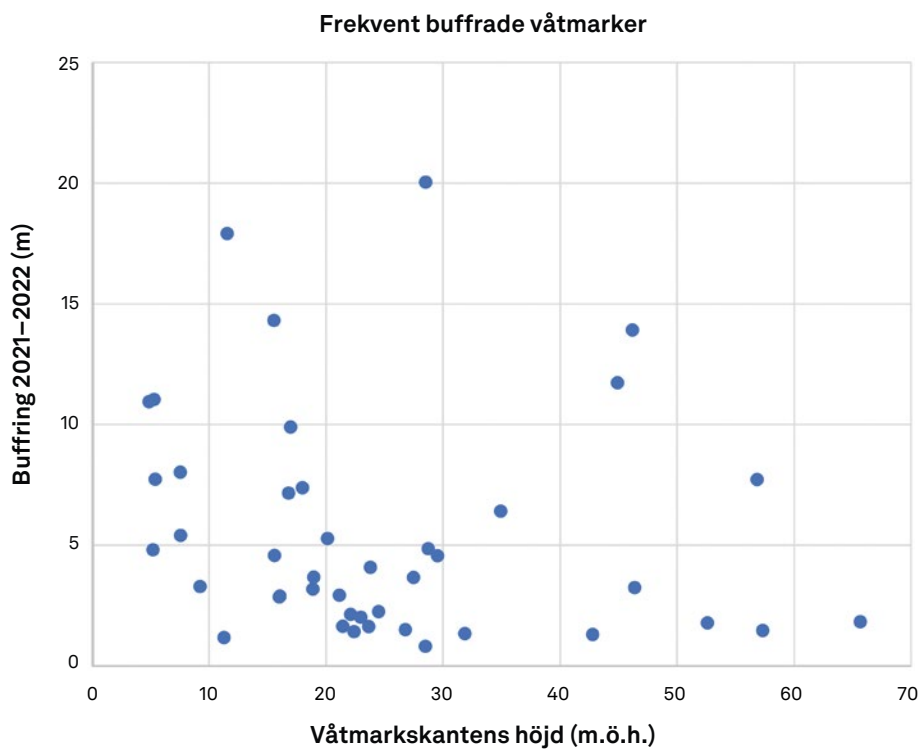
**Figur 31.** Histogram över utnyttjad buffringskapacitet (10-% intervall) under 2021–2022 för de 88 projektvåtmarkerna.

Vad gäller areor och areaförändringar sammanfattar Figur 32 dels fördelningen av våtmarkernas individuella totalarea vid full vattenfyllnad, och dels de areadifferenser (maximumarea minus minimumarea) som observerats under 2021–2022. Våtmarkernas olika areadifferenser följer en log-normal fördelning med stor varians (Figur 32, nedre panelen), vilket gör att medeldifferensen (5 910 m<sup>2</sup>) är mycket högre än mediandifferensen (602 m<sup>2</sup>). Endast ett fåtal våtmarker visade dock större areadifferenser än 20 000 m<sup>2</sup>.

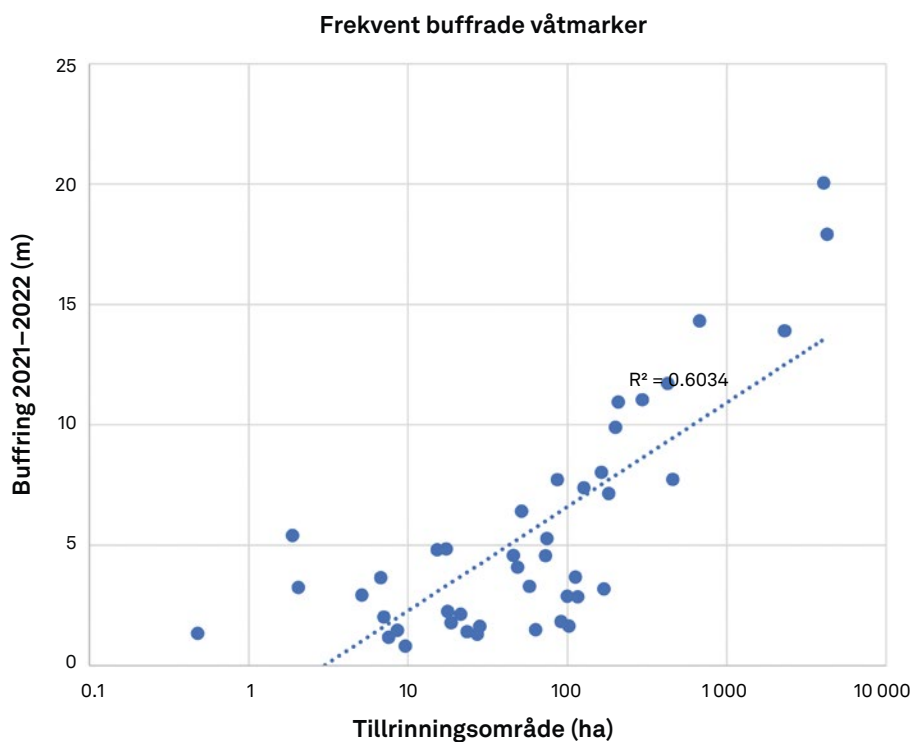


**Figur 32.** Projektvåtmarkernas totalarea vid full vattenfyllnad i relation till areadifferenser (maxarea minus minarea) under 2021–2022.

För att undersöka möjliga korrelationer mellan våtmarkers buffring och deras läge/karakteristika, sorterade vi först bort icke-frekvent buffrande våtmarker, eftersom deras buffring främst visat sig vara en respons på manuella tömningar snarare än omgivande naturliga faktorer. För resterande, frekvent buffrande våtmarker, visar en korrelationsplot mellan våtmarkens höjd (m.ö.h) och buffring att det inte verkar finnas några högbuffrande våtmarker högt i landskapet, men sambandet mellan höjd och buffring är överlag mycket svagt (Figur 33). Däremot är samband mellan våtmarkernas buffring och storleken på deras tillrinningsområden relativt starkt ( $R^2 = 0,6$ ; Figur 34), där det krävs ett tillrinningsområde på drygt 100 ha för att observerad nivåbuffringen ska överstiga 10 m.

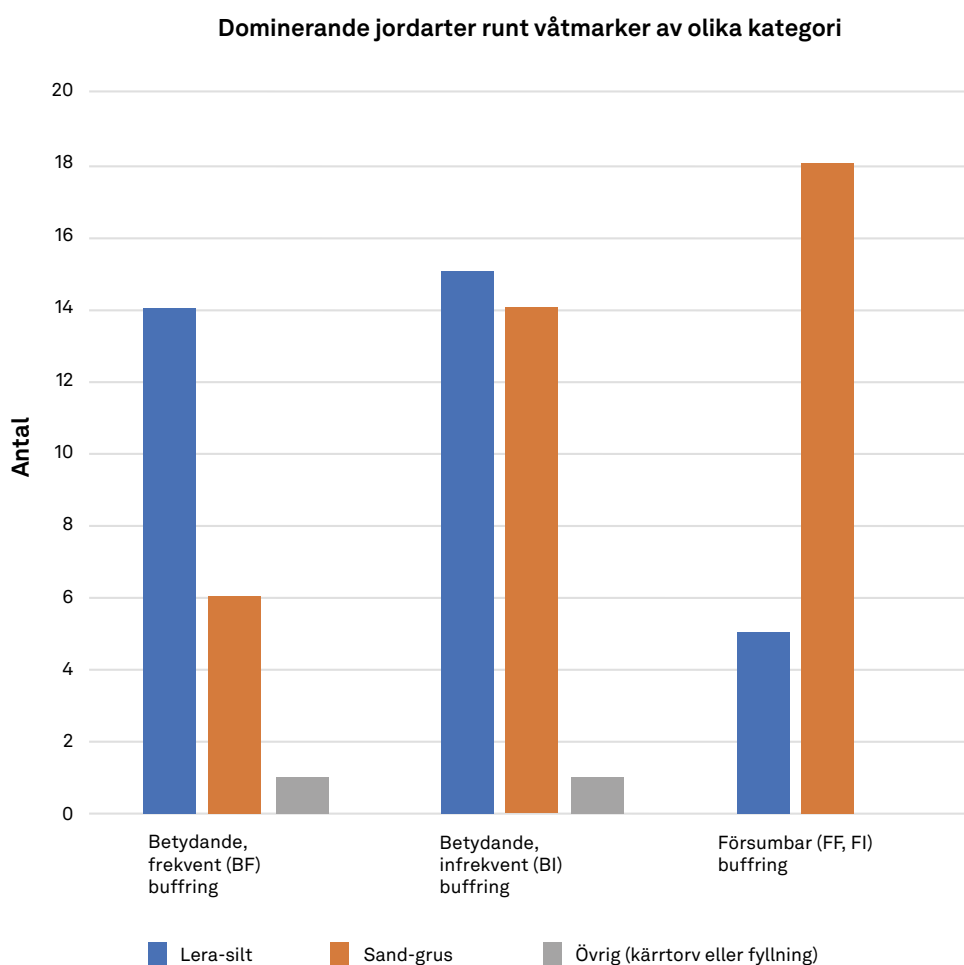


**Figur 33.** Korrelation mellan våtmarkernas höjdplacering (m.ö.h.) och buffring.



**Figur 34.** Samband ( $R^2 = 0,6$ ) mellan våtmarkernas buffring och arean på deras tillrinningsområden.

Vissa systematiska skillnader identifierades även mellan våtmarkstyp (A–D) och nivåbuffring. De 65 våtmarker av den vanligast förekommande våtmarkstypen A, som inte dämmer vattendrag utan tar emot vatten från dränering, hade en medelbuffring på 3,6 m under 2021–2022. De sju våtmarkerna av typ B, som inte heller dämmer själva vattendraget utan ligger längs med vattendraget som sidodammar, hade en medelbuffring på 3,8 m, ungefär som typ A. Däremot buffrade de nio våtmarker av typ C, dvs anlagda i diken och mindre skogsvattendrag, betydligt mer med ett medelvärde på 6,2 m. De två kvarn- och kraftverksdammarna (typ D), som också dämmer själva vattendraget, hade högst buffring med 13,9 respektive 17,9 meter. Vidare kan det inte uteslutas att omgivande jordart har viss inverkan på våtmarkernas buffring. Betydande buffring observerades huvudsakligen om lera eller silt dominerade i våtmarkens omgivning (Figur 35).



**Figur 35.** Dominerande jordarter runt våtmarker med olika buffringsmönster.



### 3.5 Buffringsvolym och effekter på landskapsnivå

En jämförelse mellan buffrad volym vatten i projektvåtmarkerna under 2021–2022 och arean  $A_{T-VM}$  på varje våtmarks tillrinningsområde visar att volymbuffringen motsvarar omkring 25 mm (medianvärde) till 75 mm (medelvärde) vatten, fördelat över respektive tillrinningsområde. Den totala arean för de undersökta projektvåtmarkernas tillrinningsområden ( $\Sigma A_{T-VM}$ ) är 15 950 ha, vilket kan jämföras summan av arean  $\Sigma A_H$  av de huvudavrinningsområden de befinner sig i, vilken är cirka 64 570 ha. Projektvåtmarkernas tillrinningsområden utgör således en relativt liten men inte försumbar del av avrinningsområdena, motsvarande ca  $\Sigma A_{T-VM} / \Sigma A_H \times 100 \% = 17 \%$ . Det finns inga data över storlek på tillrinningsområdena för samtliga anlagda våtmarker i projektets avrinningsområden, men projektvåtmarkerna utgör ca 35 % av den totala anlagda våtmarksytan i området. Om motsvarande skulle gälla för alla våtmarkers tillrinningsområden, skulle dessa utgöra en andel av cirka  $17 \%/35 \% = 49 \%$  av motsvarande avrinningsområden. De kan tolkas som att cirka hälften av ytvattenflödet inom de beaktade avrinningsområdena passerar anlagda våtmarker innan de når områdenas utlopp. Vid uppskalning av de anlagda våtmarkernas flödesbuffring måste man därför sannolikt räkna med en viss avklingning på grund av att alla flödesvägar inte korsar anlagda våtmarker. Liknande avklingande effekter har rapporterats för naturliga våtmarker runt Mälaren, givet att de är belägna i relativt små våtmarksområden (Åhlén *et al.*, 2020). För naturliga våtmarker belägna i Mälarens större våtmarksområden visade Åhlén *et al.*, (2020) dock att flödesvägarna i genomsnitt passerade 2–6 naturliga våtmarker, så att man där tvärtom kan räkna med en förstärkning av våtmarkernas flödesbuffring på den större landskapskalan.

## 3.6 Effekt av vattennivåvariationer och våtmarksdesign på leddjur

### 3.6.1 Småkryp i strandzonen

Totalt insamlades 33 596 individer av spindlar och insekter, varav 14 366 artbestämdes till drygt 630 arter (Hambäck *et al.* 2022). Våra insamlingar resulterade i 26 nya provinsfynd för Halland, varav huvuddelen (23 st) var olika tvåvingar (flugor och myggor), och 7 arter upptagna på den svenska rödlistan. Dessutom fångades en art av dansflugor som är ny för Sverige, *Hilara manicata*. Den var dock sedan tidigare funnen i Norge och är troligen förbisedd snarare än nyinvandrad. Artrikedomen varierade mycket mellan lokaler, men den mest intressanta kanske var en lokal NÖ om Kvibille där flera ovanliga arter påträffades (Figur 36). Den lokalen har en speciell betesgång, genom att korna släpps in för kortare perioder och sedan går i andra hagar.



**Figur 36.** Våtmark D23, NÖ om Kvibille i Halland med en bra artrikedom av våtmarksgynnade skalbaggsarter, så som sävjordloppa (infälld till vänster), gulgrön sammetslöpare (infälld till höger) samt strandskinnarbagge. Från Hambäck *et al.*, 2022.

Resultaten från de olika insamlingsmetoderna vad gäller relativ abundans av olika grupper som funktion av insamlingsmetod visar som förväntat att en strategi med en kombination av olika insamlingsmetoder ger en mer fullständig bild av leddjursfaunan (Figur 37). Exempelvis kan man se att fallfällor är en effektiv metod för jordlöpare (Scarabidae), medan kortvingar (Staphylinidae) i större utsträckning undviker fallfällor och mer effektivt insamlas med dammsugning, samt att tvåvingar (myggor och flugor, Diptera) helt dominerar i SLAM-fällorna.

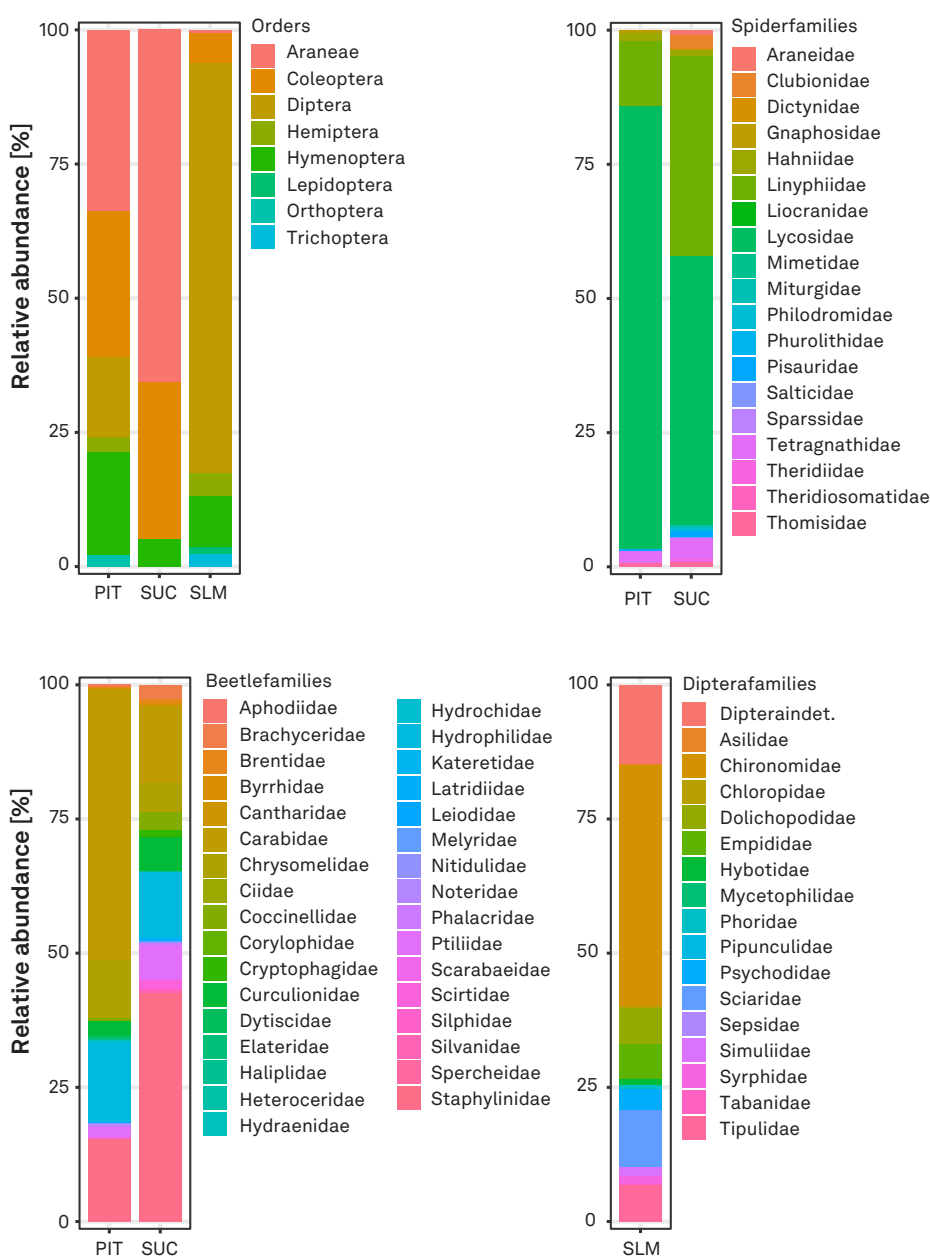
Som mått på biologisk mångfald använde vi (*i*) artantalet som sådant, (*ii*) motsvarande mått där man också tar hänsyn till att individantalet skiljer sig mellan lokaler, (*iii*) fylogenetisk diversitet och (*iv*) funktionell diversitet. Fylogenetisk diversitet tar hänsyn till om arter är närbesläktade medan funktionell diversitet

tar hänsyn till om arter har liknande egenskaper (t.ex. om de är rovdjur eller vilken storlek de har). Dessa alternativa diversitetsmått, som delvis samvarierar, beskriver på ett bättre sätt samhällets struktur. Förutom dessa diversitetsmått så analyserades också sammansättningen av leddjurssamhället.

Tabell 2. Relation mellan våtmarkers struktur och artrikedom

	Vass	Bete	Madmark (yta)	Strandlutning
Spindlar	↑*	↓		
Skalbaggar	↑*		↑*	
Flugor		↓	↑#	↓

\* Våtmarksspecialister, #obetade områden.



Figur 37. Den relativa abundansen av olika familjer i fångsterna beroende på fångstmetod. PIT = Fallfälla, SUC = Dammsugning, SLM = SLAM-traps (Malaise-fällor).

Det totala artantalet för olika leddjursgrupper påverkades av olika egenskaper hos våtmarken (Tabell 2), vilket antyder att en hög biologisk mångfald kräver en heterogenitet i våtmarkens egenskaper. Ytan av den översvämmade gräsmarken var positivt, men effekten skilde sig mellan betade och obetade områden, samt i vissa fall mellan våtmarksspecialiserade arter och arter som är mer torrmarksberoende. Olika grupper påverkades också olika av strandens lutning och/eller mängden vass i strandzonen. I många fall är det svårt att separera direkta och indirekta effekter, beroende på att olika faktorer var korrelerade. Till exempel så var det en förväntad negativ relation mellan strandens lutning och storleken på den översvämmade gräsmarken, där ett annat mått på samhällets struktur, den funktionella diversiteten, påverkades av båda faktorerna. Våtmarker med flackare stränder och därigenom en större yta med översvämmade gräsmarker hade en högre funktionell diversitet bland spindlar men samtidigt en lägre diversitet bland skalbaggar. Om man istället fokuserar på andelen våtmarksspecialister så ökade den andelen bland skalbaggar, och minskade bland flugorna, med ytan av den översvämmade gräsmarken.

Skillnader i responsen mellan spindlar och skalbaggar tros bero på att de senare har snävare krav på sin livsmiljö, och där framför allt rovlevande skalbaggar kommer att dominera översvämmade miljöer medan växtätande eller förnälevande arter minskar. Därigenom kommer det att finnas en större likhet i egenskaper mellan olika arter i våtmarker jämfört med torrare miljöer. För spindlarna verkar andra faktorer spela roll, såsom att andelen nätspinnare ökar med en högre vegetation. Eftersom nätspinnare är en grupp med högre diversitet än de som springer på backen kommer detta att öka den fylogenetiska och funktionella mångfalden.

Ett förvånande resultat från analyserna var att effekten från betande djur var relativt liten, och till och med negativ ibland. Detta samtidigt som andra analyser visade att mängden insekter och spindlar av vissa grupper missgynnades av en högre vegetation. Orsaken till dessa delvis motsägande resultat kan vara att betande djur har både positiva och negativa effekter på leddjur i våtmarker genom att de både håller ner vegetationen och stör marken genom sina tramp. Våt mark är mer känslig än torrare mark för tramp och det blir ofta djupa hålor, framför allt när kor betar våtmarken. Även om trampet skapar ägglägningsplatser för arter som har våt jord för sin larvutveckling kan trampet i sig skada och döda larverna. Nettoeffekten i vår studie var att både spindlar, flugor och skinnbaggar hade lägre art- eller individantal i våtmarker där korna hade möjlighet att gå ner till stranden. Samtidigt kan det konstateras att en högre vegetation missgynnade flera artgrupper, vilket antyder att en viss mängd bete eller annan åtgärd som minskar vegetationens höjd är positivt även för leddjur.

För att koppla ihop hydrologiska processer och biologisk mångfald använde vi följande variabler; översvämningsfrekvens, vattenståndsamplitud, längd på översvämningsperioder respektive torrperioder, samt strandlutning och översvämningszonens storlek. Dessa variabler, som delvis samvarierar, användes för att analysera leddjurens abundanser. Analyserna visade att olika grupper förklarades bäst av olika hydrologiska variabler. Skalbaggar (framför allt kortvingar) var till exempel vanligare i våtmarker med en lägre översvämningsfrekvens, medan tvåvingar svarade mest på vattenståndets amplitud, och skinnbaggar påverkades mest av längden på torrperioder, dvs hur långa perioder med lågvatten var i våtmarkerna.

### 3.6.2 Pollinatörer

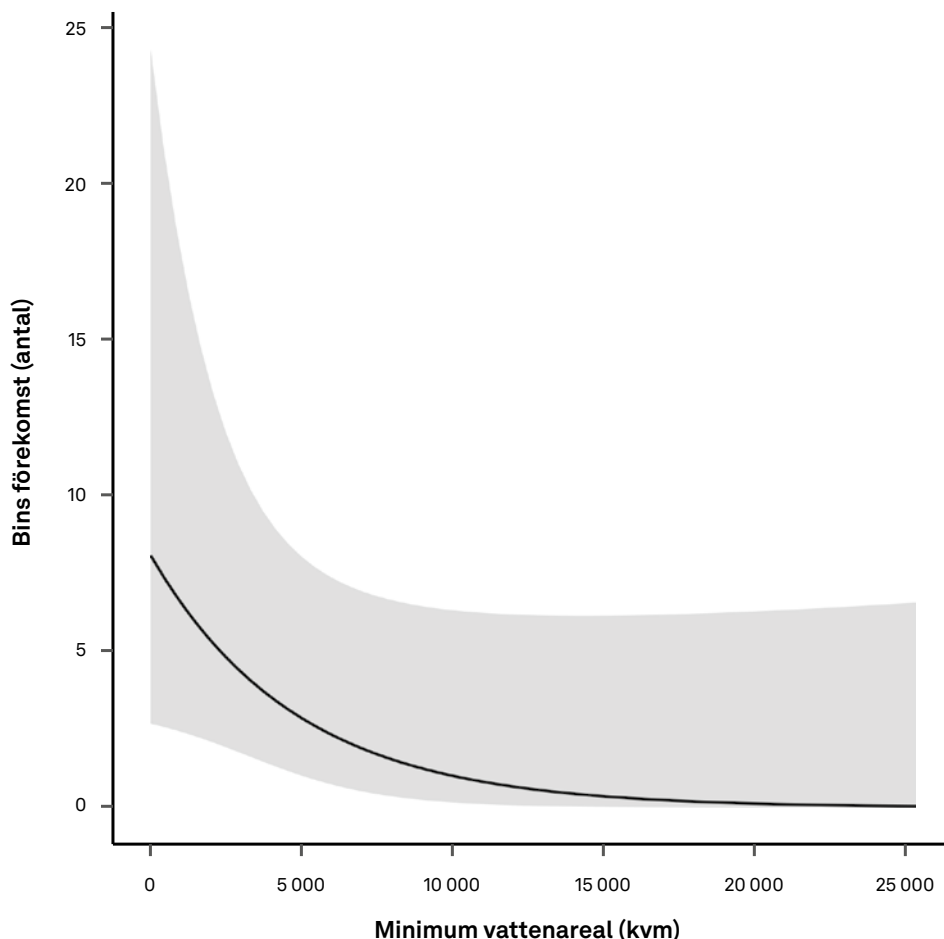
I 49 av de 84 placerade biholkarna (58 %) påträffades bon av solitära bin och/eller predatoriska och parasitiska getingar. Utav dessa påträffades solitära bin i 16 holkar med totalt 424 individer medan solitära getingar (Vespidae) och parasitsteklar fanns i 40 holkar med totalt 1005 individer (Tabell 3). Bland de solitära bina identifierades tre släkten (Tabell 3). Vanligast var murarbin (*Osmia spp*) med 295 individer vid 7 våtmarker, medan tapetserarbin (*Megachile spp*) med 100 individer vid 5 våtmarker och citronbin (*Hylaeus spp*) med 67 individer vid 6 våtmarker var mer sällsynta. Vid enbart två våtmarker påträffades mer än ett av dessa bisläkten. Arter i alla tre bisläkten är generalister som besöker flera blommande växter.

Bland solitära getingar, som vanligen är predatorer som matar sina larver med individer av andra insekter eller spindlar, identifierades 9 arter. Vanligast var tre arter murargetingar (*Ancistrocerus*), vilka är generalister som samlar fjärilslarver av olika arter för försörjningen av larverna. Dessutom påträffades tre arter vedgetingar (*Symorphus sp.*), vilka samlar skalbaggar för att försörja sina larver, samt enstaka individer som enbart kunde bestämmas till underfamilj (Campopleginae) eller släkte (*Cinocentrus*). Alla arter som hittades är vanliga arter för regionen. Bland parasitsteklar fanns två arter av släktet *Chrysis*, som är matparasit hos olika solitära getingar samt *Gasteruption assectator* som är parasit på bon av småbin såsom citronbin (*Hylaeus sp*).

Tabell 3. Påträffade bin, getingar och parasitsteklar i biholkarna.

Ordning (infraordning), Familj, Släkte	Art	Antal totalt	Antal våtmarker
Aculeata, Apiformis, <i>Osmia</i>	cf. <i>bicornis</i>	305	7
Aculeata, Apiformis, <i>Megachile</i>	cf.	100	5
Aculeata, Apiformes, <i>Hylaeus</i>	cf. <i>communis</i>	67	6
Aculeata, Chrysididae, <i>Chrysis</i>	<i>fulgida</i>	16	1
	<i>schrencki</i>	4	1
Aculeata, Crabronidae, <i>Trypoxylon</i>	<i>figulus</i>	4	1
Aculeata, Vespidae, <i>Ancistrocerus</i>	<i>gazella</i>	185	6
	<i>parietinus</i>	357	17
	<i>trifasciatus</i>	283	27
Aculeata, Vespidae, <i>Symmorphus</i>	<i>bifasciatus</i>	17	1
	<i>crassicornis</i>	111	3
	<i>gracilis</i>	6	1
Evaniomorpha, Gasteruptionidae, <i>Gasteruption</i>	<i>assectator</i>	2	1
Parasitica, Braconidae, Rogadinae, <i>Clinocentrus</i>	<i>species</i>	12	4
	<i>species (fragment)</i>	4	1
Parasitica, Ichneumonidae, <i>Campopleginae</i>	<i>indet</i>	1	1
Parasitica, Ichneumonidae, Ephialtini, <i>Clistopyga</i>	<i>rufator</i>	2	1

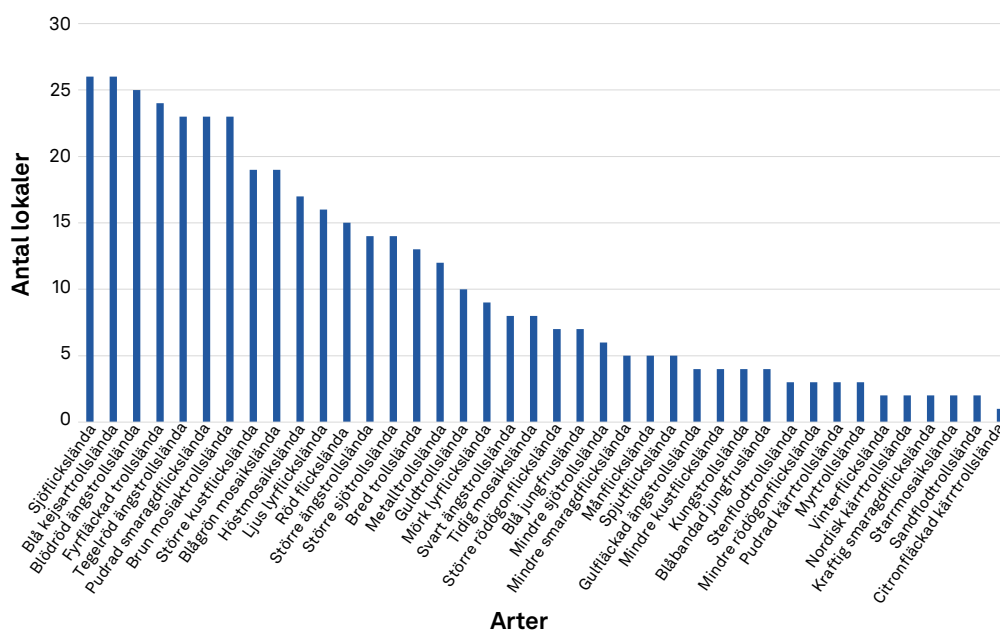
Minsta vattenareal i våtmarker hade en negativ effekt på bins förekomst (Figur 38). Dessutom var antal bin och antal getingar negativt kopplade. Varken minsta vattenareal eller antal bin hade en effekt på getingarnas förekomst. Dock var antal getingar negativt kopplad till antal bin. Utplaceringsdatum för biholkar hade ingen effekt på bins eller getingarnas förekomst.



**Figur 38.** Bins förekomst i relation till minsta vattenareal i våtmarker. Svarta trendlinjen har skaffats från modellerade data (GLMM). Grå areal visar  $\pm$  95 % konfidensintervall.

### 3.6.3 Trollsländor

Totalt gjordes 1507 observationer av vuxna trollsländor, av 40 arter, vid 33 anlagda våtmarker (Figur 39). Vanligaste art var sjöflickslända (*Enallagma cyathigerum*) och blå kejsartrollslända (*Anax imperator*) (Figur 39) som båda påträffades i 79 % av våtmarkerna. Ovanligaste art var citronfläckad kärrtrollslända (*Leucorrhinia pectoralis*), en art med starkt skydd på EU-nivå (Annex 2 och 4 i Art- och Habitatdirektivet) och inte tidigare känd från Halmstads kommun. Den påträffades på en enda lokal, glädjande nog med en stabil population med flera nyckläkta individer varje år. I den artrikaste våtmarken påträffades 31 arter under de fem inventerings-säsongerna. Totalt är 11 av de påträffade arterna med på den nya europeiska rödlistan, varav 3 arter i kategorin Starkt hotad (EN) (Tabell 4).



**Figur 39.** Frekvensdiagram över de 40 påträffade trollslände-arterna vid inventering av 33 anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet i södra Halland. Varje stapel visar vid hur många lokaler respektive art påträffades (n = 33).

**Tabell 4. Arter påträffade vid inventeringarna som är upptagna på den uppdaterade europeiska rödlistan (Billqvist et al. 2023).**

Art	Rödlistekategori	Förekomst i denna studie
Pudrad smaragdflickslända	NT (nära hotad)	5:e vanligaste arten, 23 våtmarker
Spjutflickslända	VU (Sårbar)	5 våtmarker
Månflickslända	VU (Sårbar)	5 våtmarker
Brun mosaikslända	VU (Sårbar)	5:e vanligaste arten, 23 våtmarker
Starrmosaikslända	EN (Starkt hotad)	2 våtmarker
Metalltrollslända	VU (Sårbar)	12 våtmarker
Pudrad karrtrollslända	NT (nära hotad)	3 våtmarker
Nordisk karrtrollslända	VU (Sårbar)	2 våtmarker
Svart ängstrollslända	EN (Starkt hotad)	8 våtmarker
Gulfläckad ängstrollslända	EN (Starkt hotad)	4 våtmarker
Tegelröd ängstrollslända	VU (Sårbar)	5:e vanligaste arten, 23 våtmarker

Vi fann inga samband mellan artantalet trollsländor och storleken på strandvåtmarksområden, och inte heller med undervattensväxter (artantal, täckningsgrad). Däremot påträffades två arter som är särskilt knutna till våtmarksmiljöer med kraftiga vattennivåförändringar där särskilt mycket låga vattennivåer och uttorkning av stora ytor under sommaren är viktiga; kraftig smaragdflickslända (*Lestes dryas*) och gulfläckad ängstrollslända (*Sympetrum flaveolum*) (Boudot et al. 2015, Schiel & Buchwald, 2015ab). Den kustnära våtmarken D10 i projektet är ett exempel på en sådan våtmark (Figur 40) och är den enda våtmark där reproducerande populationer av båda arterna kunde dokumenteras (10–40 individer av kraftig smaragdflickslända och 4–5 individer av gulfläckad ängstrollslända). Gulfläckad

ängstrollslända noterades i övrigt endast med enstaka individer i tre andra våtmarker, medan kraftig smaragdflickslända noterades med en individ i en annan projektvåtmark.



**Figur 40.** Våtmark D10, överst fotograferad den 20 april 2022 och nederst en och halv månad senare, den 3 juni 2022. Infällda bilder visar typ-arterna för detta habitat, kraftig smaragdflickslända (överst) och gulfläckad ängstrollslända (nederst). Foton: John Strand.





**Figur 41.** Två arter av trollsländor i studien som numera är kategoriserade som starkt hotade på europeiska rödlistan; svart ängstrollslända och gulfläckad ängstrollslända. Foton: John Strand.

### 3.7 Undervattensvegetation

Totalt noterades 17 arter i 35 inventerade våtmarker (Strand *et al.* 2023). Dessutom påträffades mossdjuret *Plumatella repens* som endast finns rapporterad i Sverige en gång tidigare på Artportalen (Västergötland år 2016) (Figur 42). I 13 våtmarker påträffades kransalger (fyra arter och ett artpar) och bland dem två rödlistade arter spädslinke (*Nitella gracilis*) (NT) i två våtmarker och uddslinke (*N. mucronata*) (NT), förstafynd för Halland, i en våtmark. Utöver dessa påträffades bland annat skörsträfsse (*Chara globularis*) och papillsträfsse (*C. virgata*). Papillsträfsse var vanligast och fanns i sju av våtmarkerna. Bland kärlväxterna hade natar (*Potamogeton*) och lånkar (*Callitriche*) flest arter (fyra arter vardera). Bland natearterna var gäddnate (*P. natans*) och gropnate (*P. berchtoldii*) vanligast. Slutligen påträffades två arter vattenpest; både vattenpest (*Elodea canadensis*) och smal vattenpest (*E. nuttalli*).



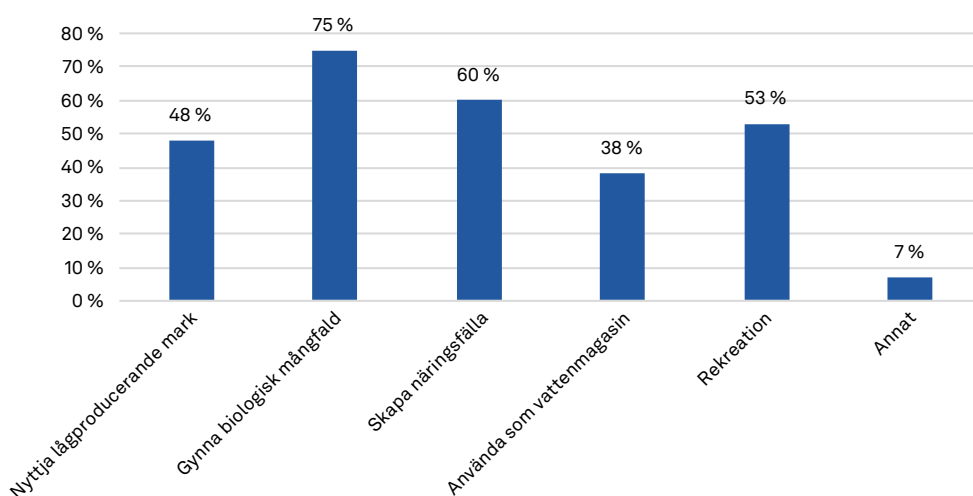
**Figur 42.** Mossdjuret *Plumatella repens*, påträffad vid inventering av undervattensväxter. Foto: Sofia Hedman.

### 3.8 Markägarenkät

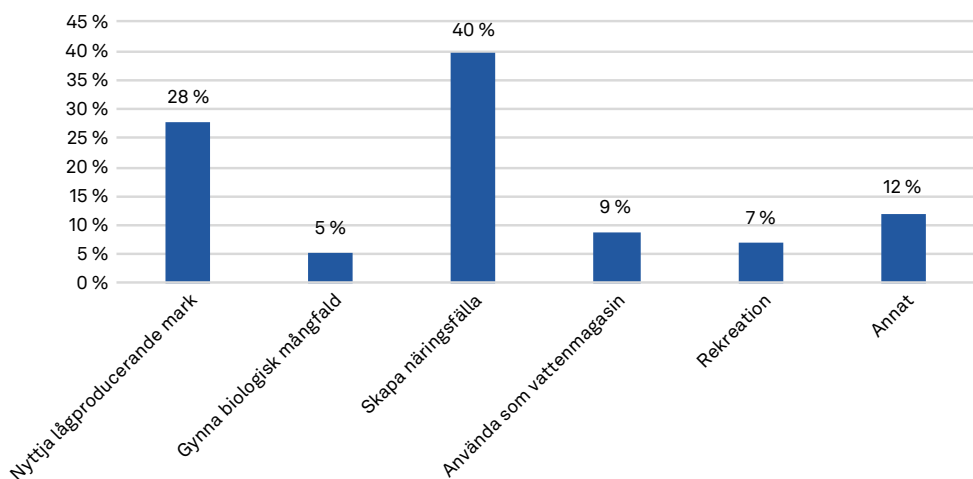
Totalt nåddes 66 av de 80 markägarna per telefon (83 %). Av 66 markägare som kontaktades var 58 villiga att delta, således var deltagandegraden 88 %.

Av de 58 markägarna hade 32 (55 %) anlagt våtmarken/våtmarkerna och 26 (45 %) hade köpt fastighet med etablerad våtmark. Huvudsyftet generellt, enligt markägarna, med att ha en anlagd våtmark var att främja biologisk mångfald (75 %) följt av näringsfälla (60 %) och rekreation (53 %) (Figur 43).

På frågan om deras personliga, främsta anledning till att ha eller anlägga en våtmark svarade 40 % näringsfälla och 28 % ”Att nyttja lågproducerande mark”. Endast 7 % svarade rekreation som personligt skäl (Figur 44).

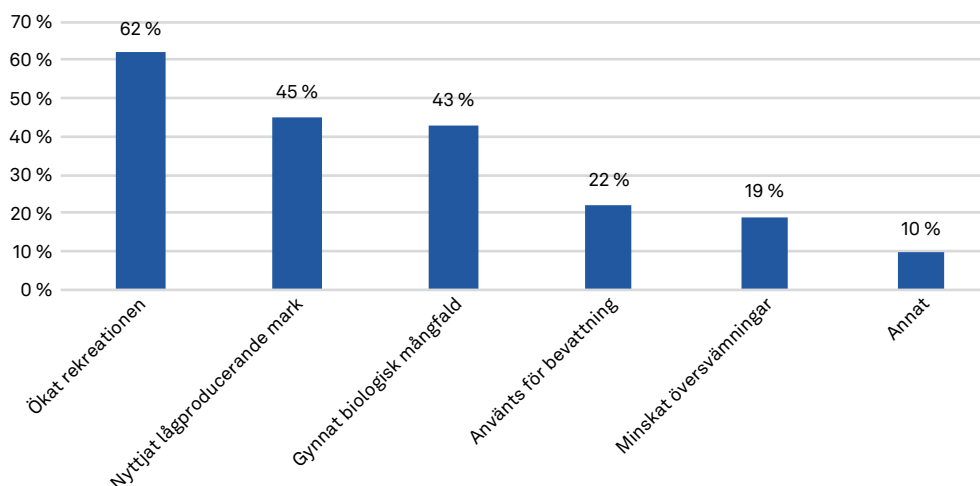


**Figur 43.** Vilka syften ser du generellt med att ha en anlagd våtmark? (flera svar möjliga). Varje stapel representerar ett givet svarsalternativ (se Bilaga 3) och presenteras i procent (n = 58).



**Figur 44.** Vad var den främsta anledningen till att du konstruerade eller har en CW (ett svar möjligt)? Varje stapel representerar ett givet svarsalternativ (se Bilaga 3) och presenteras i procent (n = 58).

När det gäller den faktiska nyttan från våtmarkerna, angavs rekreation av 62 % av markägarna följt av ”att nyttja lågproducerande mark” (45 %), ökad biologisk mångfald (43 %) och bevattning (22 %) (Figur 45).



**Figur 45.** Vilka nyttor har våtmarken levererat (flera svar möjliga)? Varje stapel representerar ett givet svarsalternativ (se Bilaga 3) och presenteras i procent (n = 58).

En mer detaljerad fråga om vilka fritidsaktiviteter våtmarkerna hade använts till avslöjade att endast 10 av 58 markägare (17 %) uppgav att de inte använt våtmarken till någon fritidsaktivitet, medan resten (83 %) hade använt våtmarker för personlig rekreation av något slag. Rankingen av populära användningsområdena var skridskoåkning (38 %), fågelskådning och ”annat” (29 % vardera), jakt (21 %), fiske och bad (12 % vardera) och kräftodling (5 %). Kategorin ”annat” inkluderar ospecifik användning som promenader, hundpromenader, ”by-mötesplats”, grillplats etc. (Figur 46).

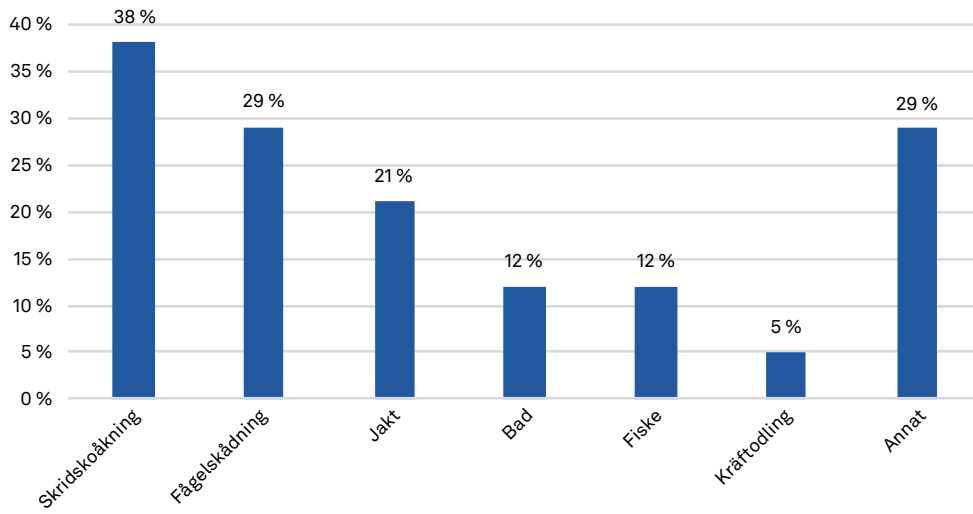
Negativa effekter av våtmarkerna upplevdes av 24 %, huvudsakligen i form av blötare omgivningar runt våtmarkerna som gjort brukning svårare (14 %) och att våtmarkerna attraherade flockar av fåglar eller vildsvin som skadade grödor (5 %). Ingen markägare rapporterade ökade myggproblem.

Angående hur klimatförändringar och ökad risk för extremväder har förändrat markägarens uppfattning om anlagda våtmarker, hade 33 % blivit något mer positiva och 5 % har blivit mycket mer positiva, medan 62 % inte hade ändrat uppfattning (ingen hade blivit mer negativ).

På frågan: ”I vilken utsträckning tror du att klimatförändringarna kommer att påverka dig i framtiden” svarade 68 % ”mer än idag”, 2 % ”mindre än idag” och 30 % ”lika mycket som idag”.

Frågan ”Vilken betydelse tror du att anlagda våtmarker kommer att ha i framtiden som flödesbuffrare och vattenlagringsmagasin” besvarades med ”stor betydelse” 57 %, ”viss betydelse” av 29 % och med ”bara liten betydelse” av 14 %. Ingen markägare trodde att anlagda våtmarker inte skulle ha någon betydelse.

Av de 58 markägarna uppgav 55 (91 %) att de kunde tänka sig att anlägga fler våtmarker på sin mark.



**Figur 46.** Angiven personlig användning av våtmarkerna (flera svar möjliga). Varje stapel representerar ett givet svarsalternativ (se Bilaga 3) och presenteras i procent (n = 58).

## 4. Diskussion

Våra resultat visar att anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet kan fungera som flödesutjämnare och buffra vatten i enskilda våtmarker och på landskapsnivå och samtidigt gynna en stor mängd arter och organismgrupper, inkluderande mer krävande och hotade specialistarter. Resultaten visar också att för både flödesbuffring och biologisk mångfald finns flera avgörande parametrar vad gäller tillrinningsområdets storlek och våtmarksdesign som styr huruvida en våtmark faktiskt kan leverera dessa ytterligare ekosystemtjänster utöver de planerade (oftast näringsrening). Hög multifunktionalitet avseende olika nyttor kan dock i större utsträckning genereras på landskapsnivå än i enskilda våtmarker (Hambäck *et al.*, 2023), och resultaten från våra studier talar för konceptet ”våtmarkslandskap” som en utgångspunkt för planering av våtmarksanläggningar i den regionala skalan, till exempel vid länsstyrelsernas beslut kring miljöstödet.

De anlagda våtmarker som varit fokus för denna studie är relativt små (medianvärde 0,37 ha och medelvärde 0,62 ha vid högflödesförhållanden) jämfört med naturliga (icke-anlagda) våtmarker. Eftersom små anlagda våtmarker kan vara rikligt förekommande, liksom situationen i Halland, har deras nettoeffekt på landsskapskala varit en vetenskapligt öppen fråga. Paralleller finns till aktuell förståelse av sjöars dynamik, där brist på observationsdata i rikligt förekommande men små sjöar lyfts fram som ett problem för förståelsen av deras bidrag till mer storskaliga ekosystemtjänster (Sjöberget *et al.*, 2022). Fjärranalysmetoder kan i dagsläget inte adressera kunskapsluckor i detta nedre spann av våtmarksstorlekar, eftersom deras rumsliga upplösning vanligen inte räcker för analys av små ( $\leq 1$  ha) våtmarkers vattennivåförändringar med godtagbar noggrannhet (Palomino-Ángel *et al.*, 2022).

Framöver ser vi därför att det framtagna datasetet med sin höga upplösning i tid (1 timme) och rum ( $1 \text{ m}^2$ ) kan användas i ett flertal sammanhang. Dess fokus på fleråriga nivå-, area-, och volymförändringar hos små våtmarker, inklusive de detaljerade flödesvägarna i det större omgivande landskapet, kan exempelvis användas för vetenskaplig hypotesprövning angående skalberoende hydrologiska processer, inklusive deras multidisciplinära kopplingar till vattenkvalitet, klimatförändring, och biologisk mångfald (se t.ex. Hambäck *et al.*, 2023), samt för validering av hydrologiska prognosverktyg (t.ex. Schmitz *et al.*, 2009; Ma *et al.*, 2016; Arheimer *et al.*, 2017) medräknat verktyg som används av svenska företag och myndigheter som SMHI, SGU, HaV, länsstyrelser och kommuner.

*Hur effektiva är anlagda våtmarker som flödesbuffrare och vattenmagasin, framför allt vid extrema väderförhållanden så som högflödesperioder och torka?*

Förutom att de aktuella anlagda våtmarkerna är relativt små, skiljer sig deras rumsliga positioner i landskapet jämfört med naturliga våtmarker, vars flödesbuffring tidigare studerats (Acreman och Holden, 2013, Åhlen *et al.*, 2020; 2022). Inte minst ligger de anlagda våtmarkerna ofta lite vid sidan om förekommande ytvattendrag, istället för att omge dem. Trots sådana betydande hydrologiska och fysikaliska skillnader visade våra resultat att de studerade våtmarkernas kombinerade flödesbuffring bidrog till att dämpa (hög)flöden. Jämfört med regionens årliga avrinning på cirka 300–400 mm, uppskattar vi att alla anlagda våtmarker i området (givet

att de har liknande buffring som de undersökta projektvåtmarkerna) magasinerar omkring 12–40 mm, utslaget över hela regionen, eller cirka 3–17 % av regionens medelavrinning. Det kan jämföras med värden i storleksordningen 10 % (med något enstaka betydligt högre värde) för buffrande naturliga våtmarker i Vattholma (Åhlén *et al.*, 2022).

Våra resultat visade dessutom att buffringen i många av de anlagda våtmarkerna var frekvent, och att den skedde i respons till nederbördstillfällena, vilket alltså innebär att dessa våtmarker faktiskt bidrog till flödesdämpning vid högflöden. En viktig faktor bakom de anlagda våtmarkernas relativt goda buffringkapacitet är att deras tillrinningsområden uppskattades täcka en väsentlig andel (49 %) av regionens yta (dvs, ytan på de beaktade huvudavrinningsområdena). Vi förväntar oss därför att aktuellt resultat främst är representativt för regioner med liknande våtmarkstäthet och liknande tillrinningsområdeskaraktäristika. Överslagsvis förväntas en halvering av våtmarkstätheten ge en halverad buffringseffekt på landskapskala (givet det ganska grova antagandet att alla andra faktorer är lika).

Vi noterar vidare att de undersökta våtmarkerna bibehöll sin buffrande funktion både under kortare högflödesperioder samt under det år (2021) som hade undersökningsperiodens högsta årsnederbörd (860 mm, jämfört med 660 mm 2022). Det indikerar att våtmarkerna kan fungera med ungefär samma effektivitet i ett framtida klimat med högre avrinning. Vid extremnederbörd framstår dock de anlagda våtmarkernas buffrade volymer som otillräckliga för att kunna fungera som (enskild) åtgärd, både idag och i framtiden.

#### *Hur kan flödesbuffring maximeras avseende placering, design och skötsel av våtmarker?*

Tidigare resultat för naturliga våtmarker i Sverige och utomlands har indikerat att våtmarkens position inom avrinningsområdet spelar en avgörande roll för deras flödesbuffring, med stora skillnader mellan våtmarker i uppströms, relativt högt belägna områden och våtmarker i nedströms, lägre belägna områden (Acreman och Holden 2013; Åhlén *et al.*, 2022). De anlagda våtmarkerna i denna studie uppvisade inga uppenbara samband mellan exempelvis våtmarkens höjd eller uppströms/nedströms placering i huvudavrinningsområdet. Stora skillnader i våtmarkernas buffringmönster upptäcktes dock, samt ett förhållandevis starkt samband mellan våtmarkens buffring och storleken på dess tillrinningsområde. Existensen av ett sådant samband till en enskild faktor är inte självklar, inte minst eftersom en våtmark med högt flöde från ett stort tillrinningsområde i teorin skulle kunna fyllas till brädden och sluta buffra. De studerade våtmarkernas tekniska utformning ger dem alltså i sammanhanget tillräcklig buffringkapacitet. En kritisk faktor för att maximera flödesbuffring är att säkerställa att tillrinningsområdet är relativt stort, vilket speciellt i flacka landskap kräver noggrann analys av landskapets delflöden och dräneringslösningar. Resultaten tyder på att det finns ytterligare marginal som skulle kunna utnyttjas vad gäller de våtmarker som redan anlagts. Under tvåårsperioden 2021–2022 motsvarade exempelvis spannet mellan våtmarkens observerade min- och maxvolym endast 47 % av potentialen. Strategiska vattennivåsänkningar genom reglerbara utlopp (befintligt i 71 % av de undersökta våtmarkerna), inför perioder med hög översvämningsrisk skulle därför kunna vara en metodik för mer effektivt utnyttjande av existerande våtmarker, ur buffringssynpunkt.

Våtmarkstyp var en ytterligare faktor som befanns inverka på flödesbuffringen, där mindre vanligt förekommande våtmarkstyper inklusive kvarndammar, som dämmer själva vattendraget, buffrade klart mer än den vanligare typ av anlagda våtmarker, som inte dämmer själva vattendraget. Dessutom spelade omgivningens dominerade jordart viss roll, där sannolikheten för god buffring exempelvis ökade i närvaro av lera eller silt, vilket möjligen är relaterat till lokalt högre vattenmängder på grund av dessa jordarters negativa inverkan på infiltrationen.

*Hur ska anlagda våtmarker anläggas och skötas för att skapa synergieffekter med biologisk mångfald och pollinering?*

De anlagda våtmarkerna i studien var i huvudsak anlagda med syftet att ta hand om den näring (ffa kväve och fosfor) som når vattendrag genom diffust läckage från jordbruksmark. Våra resultat visar att de också har stor potential att fungera som flödesbuffrare enligt ovan, och även gynna biologiska mångfald i odlingslandskapet, för grupper som sällan undersökts vad gäller anlagda våtmarker, som exempelvis spindlar, skalbaggar, flugor, harkrankar, men även för mer väl undersökta organismgrupper som trollsländor, bin och getingar. Även ”kvalitativ biologisk mångfald” gynnas (definierad som antal rödlistade arter eller specialistarter med specifika krav på habitat). Resultaten visar att utformningen av våtmarkerna vad gäller släntlutning, strandvåtmarksutbredning, vass-utbredning och bete, har stor betydelse avseende vilka arter och grupper som gynnas.

*Leddjursfaunan i strandzonen*

Resultaten gav både väntade och oväntade resultat. Det var till exempel uppenbart att våtmarksarter gynnas av en större strandvåtmark, även om det skilde en del mellan olika artgrupper, samtidigt som vegetationens höjd spelade en stor roll. Det var mer oväntat att vissa artgrupper gynnades av branta stränder, vilket antyder att en hög habitat-heterogenitet är viktigt om målet är att maximera artantal (eller antal organismgrupper). De som framför allt gynnades av branta stränder var en del nätbyggande spindlar och det är möjligt att dessa arter är känsliga för översvämningar samtidigt som de gynnas av en hög bytestäthet i närheten av det öppna vattnet. Ett annat oväntat resultat var den låga eller till och med negativa effekten av betande djur, vilket går stick i stäv med de normala rekommendationerna i de flesta handböcker och manualer för våtmarksanläggning och skötsel. Strand (2008) skriver till exempel:

*”Trampskador är positivt.*

*Det är inte bara den direkta effekten av betet som är viktigt för att hålla efter vegetationen. Nästan lika betydelsefullt är effekten av djurens tramp på rötter och jordstammar. Framför allt de tyngre djuren som nötboskap och häst har stor effekt, men även får ger tydliga trampskador och blottar jord i strandkanten. De skapar därmed öppna miljöer för en mängd olika småkryp.... Blottad jord ger frön av olika arter möjlighet att gro, och grävande insekter trivs också i den soluppvärmda jorden. ... Trampet kan också komprimera marken och leda till att det skapas tillfälliga mindre vattensamlingar, som kan vara viktiga för fågellivet eftersom många småkryp trivs där.”*

Våra resultat indikerar att det kanske inte är så självklart att betande djur, eller framför allt betes-tramp gynnar småkrypsfaunan. Det är uppenbart att låg vegetationshöjd gynnar en del artgrupper, men samtidigt är det möjligt att den störning som åsamkas av kor som trampar i blöt jord missgynnar arter som har sin larvutveckling i dessa områden. Dock ska sägas att datamaterialet är något ofullständigt och det går inte att dra alltför stora slutsatser ur materialet vad gäller effekter av bete och trampskador. Det är ett område där mer forskning behövs för att undersöka effekter av exempelvis djurtäthet, djurslag, jordart m.m.

### *Pollinatörer*

Förutom klinttapetserarbi (*Megachile pyrenaica*) (NT på rödlistan) var inga av arterna som påträffades i biholkarna sällsynta eller rödlistade (SLU Artdatabanken 2024). Dessutom var mångfalden begränsad, vilket kan ha olika orsaker. Vi använde bara borör med två diametrar i våra biholkar. Tidigare fynd i områden kring våra våtmarker inkluderar ytterligare arter som föredrar mindre håldiametrar och därmed potentiellt en större mångfald. Dessutom visar tidigare fynd i områdena ytterligare arter som bygger bon i håll av de diametrar vi använde i våra biholkar (SLU Artportalen 2024; SLU Artdatabanken 2024), men som inte påträffades i denna studie. Dessa begränsningar av mångfalden kan bero på att våtmarkerna i vår studie huvudsakligen är placerade där den omgivande miljön är dominerad av intensivt lant- och skogsbruk och därför inte lämplig för arter som föredrar mer naturliga habitat (Steffan-Dewenter *et al.* 2002; Steckel *et al.* 2014). En mer detaljerad analys av hur olika faktorer kring våtmarker påverkar förekomst av bin kommer att genomföras i projektet Wetlands 2.0 (finansierat av Formas) där ytterligare och mer detaljerade data på ett mindre antal våtmarker har insamlats.

Vi kan inte med säkerhet uttala oss om materialet vi använde som borör (pappersrör) ytterligare kan ha påverkat mångfalden i våra biholkar. Dock visar tidigare studier som har testat olika material att pappersrör är lämpliga (Eraerts *et al.* 2022). Det finns också studier som indikerar färre artantal och lägre mångfald av parasiter i pappersrör (Eraerts *et al.* 2022) och därmed generellt en lägre mångfald. Generellt är påverkan av bomaterial inte särskilt väl undersökt och det krävs mer detaljerade studier (Eraerts *et al.* 2022).

Den negativa korrelationen mellan storleken på våtmarkernas minsta vattenareal (dvs, när de är som mest uttorkade) och förekomsten av bin är ett oväntat resultat. Murar- och tapetserarbin (*Osmia* och *Megachile*) använder blöt lera för att bygga delar av sina bon (Michener 2000) och bör ha nytta av tillgänglighet till vatten. Dock fanns vatten kvar i alla våtmarkerna och ett lägre vattenstånd kan ha lett till ökad tillgång till blöt lera, någonting vi dock inte testade i vår studie. Däremot hade minsta vattenareal ingen betydelse för förekomst av getingarna för alla släkten vi testade (*Trypoxylon*, *Ancistrocerus* och *Symorphus*), som också använder blöt lera för att bygga delar av sina bon (SLU Artfakta 2024). Vuxna av både grupper använder dessutom nektar av blommande växter, och nektarproduktionen minskar vanligen under torra förhållanden (Takkis *et al.* 2018; Hemberger *et al.* 2023). Vi antar att vädret inte var tillräckligt extremt för att inducera minskad nektarproduktion. Vi rekommenderar att framtida studier undersöker effekt av skiftande hydrologiska förhållanden på bi-förekomst i våtmarker i jordbrukslandskapet.



### Trollsländor

Anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet fungerar uppenbarligen som art-öar för trollsländor. De 40 arter trollsländor som påträffades i våtmarkerna är en hög siffra vad gäller geografisk art-pool som en delmängd av nationell art-pool särskilt i förhållande till den mycket lilla andel av Sverige som undersökts och att de undersökta habitaterna var tämligen enhetliga i sin utformning (eutrofa, grunda, anlagda småvatten). I Sverige har det påträffats 65 arter trollsländor totalt (Billqvist *et al.* 2023), och i de 33 anlagda våtmarkerna i det begränsade geografiska området i Halland påträffades alltså 40 av dem under projektinventeringarna, vilket motsvarar 62 % av alla Sveriges arter. Dessutom tillkommer 4 arter om ytterligare två våtmarker och en bäcksträcka utanför projektet skulle medräknas, vilket höjer andelen av den nationella artpoolen till 68 %. Denna andel är hög även i jämförelse med andra studier i Sverige så väl som i andra länder, både i tempererade och tropiska miljöer (Tabell 5). Det ska också poängteras att de allra flesta av de anlagda våtmarkerna hade som huvudsyfte att minska övergödning av recipienter och inte att gynna biologisk mångfald, vilket är intressant ur aspekter kring beslut om stöd till markägare för våtmarksanläggning med olika syften. Mer forskning behövs kring jämförande studier av våtmarker som anlagts med syfte näringsrening vs. biologisk mångfald.

Artsammansättningen skiljde sig mycket mellan våtmarker vilket talar för att ett koncept med våtmarker som kompletterar varandra i ett landskap är att föredra även gällande biologisk mångfald. Det är en stor fördel vad gäller artantalet i området att det finns en stor mängd våtmarker av olika åldrar då man täcker in flera olika successionsstadier. Ett exempel är miljöer som våtmarken D10 representerar, med kraftiga nivåvariationer, som således är avgörande för dessa arters fortlevnad i jordbrukslandskapet och D10 är en av endast 4 lokaler i Halland med stabila populationer av de båda arterna över fleras säsonger. Våtmarken D10 betas (får, häst) vilket gör att återkommande lågvatten och uttorkning inte resulterar i igenväxning vilket annars är ett vanligt hot mot båda arterna. Särskilt gulfläckad ängstrollslända har minskat kraftigt både i Sverige och EU och är numera kategoriserad som starkt hotad (EN) (Billqvist *et al.*, 2023).

En påfallande stor andel arter som påträffades är införda på den uppdaterade europeiska rödlistan (28 %, 11 arter). Många arter av trollsländor för en tynande tillvaro med upp till 95-procentiga nergångar för vissa arter i delar av Europa (De Knijf *et al.*, in press). Vissa av dessa arter har fortfarande starka populationer i Sverige och anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet kan bli en allt viktigare miljö för hotade arter och för populationsöverlevnad på EU-nivå.

**Tabell 5. Projektinventeringars artantal jämfört med totala nationella artantal i olika studier. Siffror inom parentes för denna studie visar artantal då två våtmarker utanför projektinventeringarna medräknats.**

	Antal lokaler	Artantal	% av nationell artpool	Referens
Sverige 1	33 (35)	40 (44)	<b>62 (68)</b>	Denna studie
Sverige 2	18	31	<b>48</b>	Johansson <i>et al.</i> , 2019
Frankrike	37	23	<b>24</b>	Boudot <i>et al.</i> , 2015, Ruggiero <i>et al.</i> , 2008
Kroatien	36	21	<b>32</b>	Vilenica <i>et al.</i> , 2020
Brasilien	73	82	<b>10</b>	Renner <i>et al.</i> , 2020
Brasilien	30	46	<b>5</b>	Renner <i>et al.</i> , 2016

### *Undervattensvegetation*

Inventeringarna av undervattensväxter gav de första fynden av smal vattenpest i Halland utanför rinnande vatten eller vid havsstränder. Våra fynd indikerar att anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet kan vara en vanlig miljö för denna invasiva främmande art och en möjlig källa för spridning av arten. Att bli av med arten är problematiskt eftersom de är vegetativa fragmenterare vilket innebär att en mycket liten bit av en planta är livskraftig under lång tid och kan etablera nya bestånd i lämpliga miljöer. Eftersom båda *Elodea*-arterna saknar sexuell reproduktion i Europa är en föreslagen metod att tömma (torrlägga) systemen, när det är möjligt då de är känsliga för uttorkning och alltså helt saknar fröbank. Vårt uttorkningsförsök i denna studie visar dock att det inte är helt enkelt eftersom man måste få miljön helt torr under relativt lång tidsperiod för att säkerställa att alla fragment torkar ut, ett resultat som tidigare beskrevs av Zehnsdorf *et al.* (2015). Sannolikt måste våtmarkerna tömmas helt under minst två efterföljande vegetationssäsonger, inklusive mellanliggande vinterperiod med tjäle.

Samtidigt visar fynden av rödlistade kransalger att anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet kan ha stora botaniska värden. Tidigare studier av jordsbruksdammar i Storbritannien visade på betydelsen av skötsel för artmångfalden av submers vegetation, där särskilt sedimentation och utskuggning var parametrar som styrde mångfalden (Sayer *et al.* 2012). Här är markägarnas attityd och initiativ betydande.

### *Markägares incitament att anlägga våtmarker*

Markägarna i studien var generellt positiva till anlagda våtmarker och 91 % av dem kunde tänka sig att anlägga fler våtmarker på sin mark. Detta resultat är i linje med våra egna erfarenheter efter > 25 års arbete med anlagda våtmarker i nära samarbete med lantbrukare och markägare i Halland. Det finns ofta ett djupt rotat och genuint miljö- och naturvårdsintresse bland markägare och ett stort intresse att delta eller ge tillstånd till våra provtagningar och fältförsök på deras mark. Samtidigt lever de under en produktionsstress där det också är viktigt att effektivt kunna bedriva sin verksamhet. Som denna studie visar är anlagda våtmarker ett miljöverktyg som för markägarnas del är förenliga med en effektiv livsmedelsproduktion, och kombinerar vissa positiva effekter ur ett lantbrukarperspektiv (t.ex. bevattning) med stor potential för rekreationsanvändning och utveckling av personliga intressen.

Det är uppenbart att resultaten från en intervjustudie kan ge olika resultat beroende på hur man ställer frågorna. Den första frågan visade att 53 % av markägarna ansåg att anlagda våtmarker var allmän viktiga för rekreation samtidigt som endast 7 % angav rekreation som ett personligt syfte för anläggandet av egna våtmarker. Ytterligare detaljfrågor visade dock att rekreationen var den största uppgivna nyttan (62 %). Intressant nog ökade denna andel till 83 % när de frågades mer specifikt vilka fritidsaktiviteter de hade använt våtmarkerna till.

Att skridskoåkning var den huvudsakliga rekreationsanvändningen ligger i linje med tidigare erfarenheter med markägare i sydvästra Sverige. Hushållningssällskapet Halland har vid upprepade tillfällen blivit kontaktade av lantbrukare som vill ha en våtmark på sin mark, där det uttalade syftet är just skridskoåkning. Halland är en region i Sverige där det inte finns naturliga grunda vatten i odlingslandskapet och anlagda våtmarker är optimala för skridskoåkning eftersom de är grunda och fryser till tidigt. Dessutom gör det faktum att de är grunda (ofta < 1,5 m maximalt vattendjup med stora delar ännu grundare) skridskoåkningen säker för barn.

Resultaten ger också stöd till hypotesen, ofta föreslagen, att anlagda våtmarker uppfattas som verktyg som är idealiskt för att bekämpa negativa effekter av klimatförändringar, framför allt extrema väderförhållanden som leder till extrema flöden (översvämningar respektive torka). Våra resultat visar att markägarna inser detta och även ser anlagda våtmarker som en del av möjliga lösningar för att mildra effekter av framtida klimatförändringar.

Vi tror att resultaten från vår enkätstudie kan ha betydelse för Sveriges framtida miljöprogram, särskilt för att minska effekterna av klimatförändringarna. De starka personliga fördelarna som markägare upplever av sina våtmarker och deras uppfattning om användningen av våtmarker i framtiden bör kopplas till genomförandet av nationella miljömål (Naturvårdsverket 2023) genom de olika ekonomiska styrmedel som finns (t.ex. Strategiska Planen, LONA, LOVA), vilket ger en gyllene möjlighet till win-win lösningar och ömsesidiga fördelar på både nationell ("samhällelig") och personlig skala.

Enkätresultaten kan också användas som arbetsmaterial för rådgivare och åtgärdssamordnare som i sina diskussioner med markägare nu har kvantitativa data att hänvisa till vad gäller den positiva inställningen och det höga "nöjdhets-värdet" hos markägare som redan har våtmarker, och hur de använder dessa både i affärsverksamheten (bevattning) och för personlig rekreation.

## 4.1 Slutsatser och rekommendationer

Ett av detta projekts huvudbidrag är den omfattande data-genereringen som sannolikt kommer att resultera i ökade kunskaper under lång tid framöver, allteftersom vi och andra forskargrupper kan använda datan för fördjupade studier inom flera olika delområden, utöver sammanställningen i denna rapport och tillhörande projektpublikationer.

De hydrologiska slutsatserna från projektet är att anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet kan fungera väl som flödesbuffrare både lokalt för enskilda våtmarker och på landskapsnivå. Resultaten indikerade även att våtmarkerna kan dämpa flödestoppar med ungefär samma effektivitet i ett framtida klimat med något högre avrinning. Det var dock stor variation i buffringkapacitet mellan olika våtmarker där denna kapacitet påverkades starkt positivt av storlek på våtmarkernas tillrinningsområde. En uppenbar rekommendation till handläggare av miljöstöd för våtmarksanläggning blir då att prioritera lägen med stora avrinningsområden, om effektiv flödesbuffring önskas inorporeras i miljönyttan. En andra rekommendation i sammanhanget är att informera markägarna tydligt om att ytterligare buffringkapacitet kan fås genom en aktiv nivåsenkning vid kända kommande stora nederbördstillfällen.

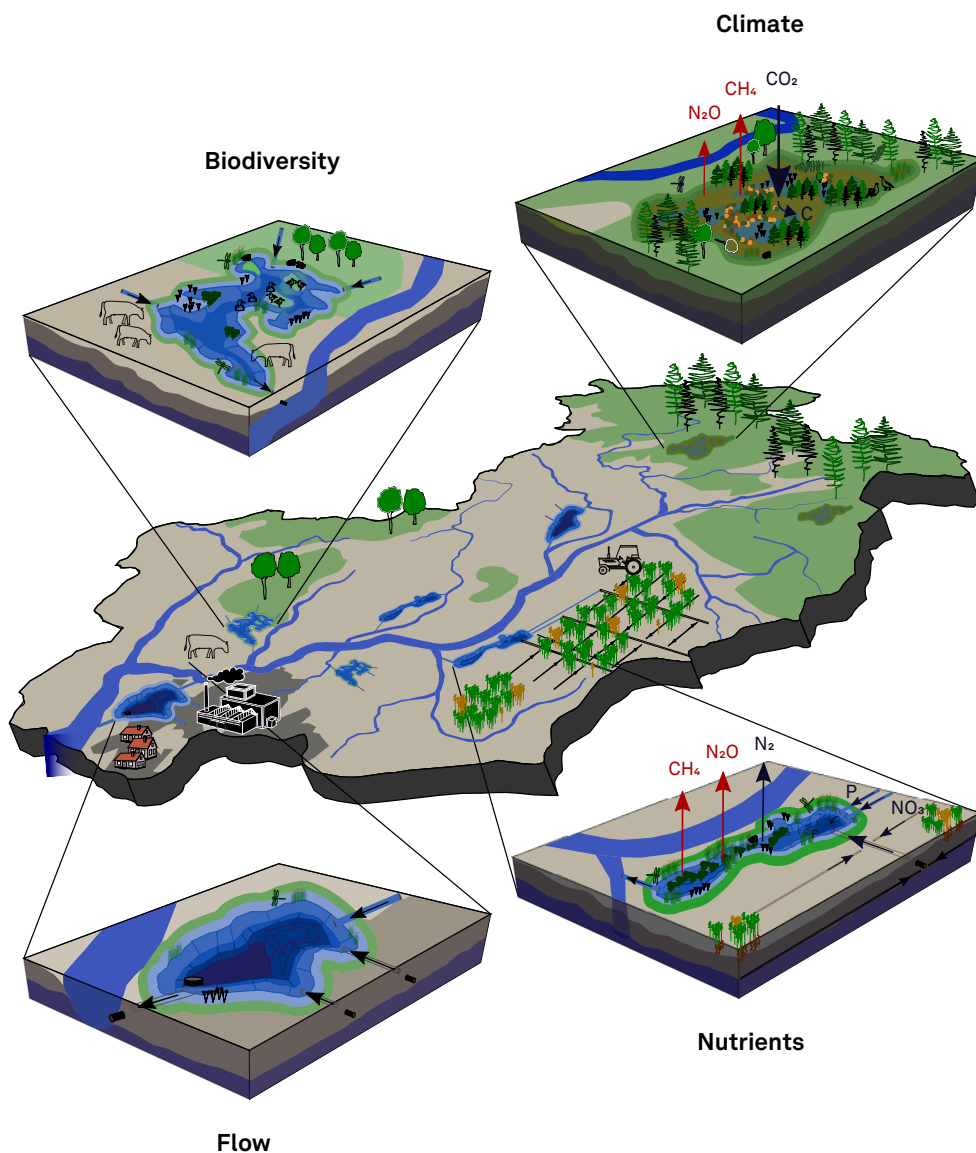
Vad gäller de ekologiska slutsatserna så går det att se goda möjligheter att skapa win-win-lösningar mellan buffring och artrikedomen bland leddjuren i strandzonen. Även om översvämmade strandvåtmarker med lågväxande eller betade gräs/halvgräs-miljöer har störst positiv effekt på flera organismgrupper så var brantare partier med högre vegetation positivt för andra grupper. Med andra ord, en heterogenitet av habitat runt våtmarken kan vara positivt för artmångfalden. En oväntad slutsats var att bete i strandzonen inte var odelat positivt, och i vissa fall till och med var negativa för vissa grupper. Här är det svårt att ge rekommendationer utan mer forskning, då tidigare studier av andra grupper visar tydliga positiva

samband mellan bete och artrikedom. Sannolikt är det fysiska effekter av tramp på arter med larvstadier i blöt jord, snarare än betet i sig som kan vara negativt. En rekommendation är att initiera mer forskning där det tas ett helhetsgrepp på effekter av bete i blöta marker (våtmarker med kraftig nivåvariation) och då inkludera hela spektrumet av organismgrupper från jordfauna via leddjur i strandzonen och akvatiska evertebrater till fåglar. Frågor som behöver svar är effekter av djurtäthet, djurslag, typ av betesdrift, jordart mm.

Förekomst av vuxna trollsländor saknade starka samband med vattennivåvariationer, men de uppvisade hög artrikedom i anlagda våtmarker för näringsrening, och dessa miljöer tycks vara viktiga på landskapsnivå för denna grupp trots våtmarkerna blygsamma storlek och relativt enahanda utformning. För pollinatörer, särskilt bin, fanns korrelation mellan förekomst och storleken på våtmarkernas minsta vattenareal (dvs, när de är som mest uttorkade).

Slutsatser från markägarenkäten är att våtmarksägare är generellt mycket positiva till sina våtmarker och utnyttjar dem både i jordbruksverksamheten (bevattning) samt i mycket stor utsträckning för personlig rekreation. En rekommendation är att resultaten sprids till, och används av rådgivare inom exempelvis Greppa Näringen och av åtgärdssamordnarna i deras diskussioner med markägare om att anlägga våtmarker via miljöstöden.

En slutsats är också att det finns stöd för konceptet våtmarkslandskap även när det gäller våra studier. Alla ekologiska miljöer och hydrologiska funktioner kan sällan innefattas i en enskild våtmark, men ur ett landskapsperspektiv och med multipla våtmarker kan man uppnå variationen och förstärka våtmarkernas bidrag till flera olika nyttor (Figur 47).



**Figur 47.** Placering för återetablering av våtmarker beror på målsättningarna. Nettominskningen av växthusgaser maximeras vid återvåtning av kolrika torvmarker till ett tillstånd med stabila hydrologiska regimer, som enklast uppnås högt upp i våtmarkslandskapet. Näringsretention maximeras när våtmarker har hög näringsbelastning, vanligtvis i jordbrukslandskapet. Översvämningsskontroll maximeras genom att stora våtmarker placeras långt ner i avrinningsområdet och kulturvärden (visas inte uttryckligen i figuren) är störst när våtmarker är tillgängliga från tätortsområden. Bevarandet av biologisk mångfald är platsberoende då våtmarker i olika delar av ett våtmarkslandskap hyser olika arter, men restaureringsinsatserna riktar sig främst mot näringsrika våtmarker där vegetationen hålls kort genom bete för att främja fågelmångfalden. Från Hambäck et al., 2023.

## 5. Tack

Projektet har genomförts med finansiering från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag (Drnr: 802-0091-19).

Viss datainsamling har också gjorts inom projektet ”*LIFE-Goodstream*” (LIFE14 ENV/SE/000047) (finansierat med medel från EU:s LIFE-program, Havs- och Vattenmyndigheten genom anslag 1.12: åtgärder för havs- och vattenmiljö samt Prytz donationsfond), ”*Wetlands 2.0*” (finansierat av Formas, anslag 2019–02034) samt ”*Managing constructed and natural wetlands for arthropod diversity in agricultural landscapes*” (finansierat av Formas, anslag 2018–843).

Tack till de olika fältassistenter som hjälpt oss med bland annat det omfattande fältarbetet i projektet under åren; Emma Kristiansson, Sara Arvidsson, Samuel Bengtsson Gartner, Beata Wolgers och Ruta Mozuraityte.

Tack också till referensgruppen för givande diskussioner kring projektet; Markus Hoffman (LRF), Eddie von Wachenfeldt (Artdatabanken), Helena Öberg (Naturvårdsverket).

Slutligen vill vi rikta ett stort tack till de 80 markägare som ställt upp med sina våtmarker som försöksytor och för diverse fältexperiment. Stort tack för er positiva respons på vårt projekt. Det är tack var er de nyttiga anlagda våtmarkerna i jordbrukslandskapet finns över huvud taget!

## 6. Referenser

- Acreman, M., & Holden, J., 2013. How wetlands affect floods. *Wetlands*, 33(5), 773–786.
- Arheimer, B., Donnelly, C., & Lindström, G., 2017. Regulation of snow-fed rivers affects flow regimes more than climate change. *Nature communications*, 8(1), 62.
- Artdatabanken, S. (2022). Rödlistade arter i Sverige 2022. Retrieved from SLU, Uppsala.
- Batzer, D. P., & Wu, H. (2020). Ecology of terrestrial arthropods in freshwater wetlands. *Annual Review of Entomology*, 65, 101–119.
- Blanchette, M., Rousseau, A. N., Savary, S., & Foulon, E. 2022. Are spatial distribution and aggregation of wetlands reliable indicators of stream flow mitigation? *Journal of Hydrology*, 608, e127646.
- Bonn, A., Hagen, K., & Wohlgemuth-Von Reiche, D. 2002. The significance of flood regimes for carabid beetle and spider communities in riparian habitats – A comparison of three major rivers in Germany. *River Research and Applications*, 18(1), 43–64.
- Boudot, Jean-Pierre, and Vincent J. Kalkman, (eds.) 2015. *Atlas of the European dragonflies and damselflies*. KNNV publishing, 2015.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., ... & Bolker, B. M. 2017. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R journal*, 9(2), 378–400.
- De Knijf, G., van Grunsven, R., Billqvist, M., Prunier, F., & Vinko, D. 202x. The new European Red list of Odonata. In Press.
- Eeraerts, M., Clymans, R., Van Kerckvoorde, V., & Belien, T. 2022. Nesting material, phenology and landscape complexity influence nesting success and parasite infestation of a trap nesting bee. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 332, 107951.
- Fleischer, S., A. Gustafson, A. Joelsson, J. Pansar & L. Stibe, 1994. Nitrogen removal in created ponds. *Ambio* 23: 349–357.
- Graversgaard, M., Jacobsen, B.H., Hoffmann, C-C., Dalgaard, T., Vestergaard Odgaard, M., Kjaergaard, ...Tonderski, K. 2021. Policies for wetlands creation in Denmark and Sweden – historical lessons and emerging issues. *Land Use Policy* Vol. 101, 10520. doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105206
- Hambäck, P.A., M. Andersson, P. Andersson, J. Hallqvist, S. Hellqvist, M. Persson, J.A. Strand, R. Vicente and D. Åhlén. 2022. Insekter och spindlar i anlagda våtmarker: Intressanta fynd från en systematisk undersökning i Uppland och södra Halland. *Entomologisk Tidskrift* 143: 47–66.
- Hambäck, P. A., Dawson, L., Geranmayeh, P., Jarsjö, J., Kačergytė, I., Peacock, M., ... & Blicharska, M. 2023. Tradeoffs and synergies in wetland multifunctionality: A scaling issue. *Science of the Total Environment*, 862, 160746. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160746>

- Hemberger, J. A., Rosenberger, N. M., & Williams, N. M. 2023. Experimental heat-waves disrupt bumblebee foraging through direct heat effects and reduced nectar production. *Functional Ecology*, 37(3), 591–601.
- Johansson, F., Bini, L.M., Coiffard, P., Svanbäck, R., Wester, J. and Heino, J., 2019. Environmental variables drive differences in the beta diversity of dragonfly assemblages among urban stormwater ponds. *Ecological Indicators*, 106, p.105529.
- Jordbruksverket, 2016. Översvämning! Samhällets krisberedskap och förebyggande arbete när det gäller översvämningar som drabbar jordbrukssektorn, Rapport 2016:01.
- Klatt, B. K., Pudifoot, B., Urrutia-Cordero, P., Smith, H. G., & Alsterberg, C. M. (2022). A trophic cascade causes unexpected ecological interactions across the aquatic–terrestrial interface under extreme weather. *Oikos*, 2022(5), e09047.
- Kovac, H., Käfer, H., & Stabentheiner, A. 2018. The energetics and thermoregulation of water collecting honeybees. *Journal of Comparative Physiology A*, 204, 783–790.
- Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Torstensson, G., & Tonderski, K. S. 2013. Phosphorus retention in a newly constructed wetland receiving agricultural tile drainage water. *Journal of Environmental Quality*, 42(2), 596–605.
- Lafage, D., & Petillon, J. 2016. Relative importance of management and natural flooding on spider, carabid and plant assemblages in extensively used grasslands along the Loire. *Basic and Applied Ecology*, 17(6), 535–545.
- Lagerkvist, N. 2004. Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet. Kriterier för rening av växtnäring med beaktande av biologisk mångfald och kulturmiljö. Jordbruksverket. Rapport, 2004:2.
- Löfroth, M. 1991. Våtmarkerna och deras betydelse. Naturvårdsverket Rapport 3824: 1–93.
- Ma, L., He, C., Bian, H., & Sheng, L., 2016. MIKE SHE modeling of ecohydrological processes: Merits, applications, and challenges. *Ecological Engineering*, 96, 137–149.
- Michener, C. D. 2000. *The bees of the world* (Vol. 1). JHU press.
- Moran, J., Gormally, M., & Skeffington, M. S. 2012. Turlough ground beetle communities: the influence of hydrology and grazing in a complex ecological matrix. *Journal of Insect Conservation*, 16(1), 51–69.
- Naturvårdsverket. 2009. Våtmarksinventeringen – resultat från 25 års inventeringar Nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige. Rapport 5925.
- Naturvårdsverket. 2017a. Kunskapsunderlag om våtmarkers ekologiska och vattenhushållande funktion. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. 2017b. Ekosystemtjänstförteckning med inventering av dataunderlag. För kartläggning av ekosystemtjänster och grön infrastruktur. Naturvårdsverket Rapport 6797.
- Palomino-Ángel, S., Vázquez, R. F., Hampel, H., Anaya, J. A., Mosquera, P. V., Lyon, S. W., & Jaramillo, F., 2022. Retrieval of simultaneous water-level changes in small lakes with InSAR. *Geophysical Research Letters*, 49(2), e2021GL095950.
- Plum, N. 2005. Terrestrial invertebrates in flooded grassland: A literature review. *Wetlands*, 25(3), 721–737.



- R Core Team, R. (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- Renner, S., Périco, E., & Sahlén, G. 2016. Man-made lakes form species-rich dragonfly communities in the Brazilian Atlantic Forest (Odonata). *Odonatologica*, 45(3-4), 135–154.
- Renner, S., Dalzochio, M. S., Périco, E., Sahlén, G., & Suhonen, J. 2020. Odonate species occupancy frequency distribution and abundance–occupancy relationship patterns in temporal and permanent water bodies in a subtropical area. *Ecology and Evolution*, 10(14), 7525–7536.
- Ruggiero, A., Céréghino, R., Figuerola, J., Marty, P., & Angélibert, S. 2008. Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape. *Comptes Rendus Biologies*, 331(4), 298–308.
- Sahlén, G., & Ekestubbe, K. 2001. Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity & Conservation*, 10(5), 673–690.
- Sayer, C., Andrews, K., Shilland, E., Edmonds, N., Edmonds-Brown, R., Patmore, I., Emson, D. & Axmacher, J. 2012. The role of pond management for biodiversity conservation in an agricultural landscape. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(5), 626–638.
- Schiel, F. J., & Buchwald, R. 2015a. Contrasting life-history patterns between vernal pond specialists and hydroperiod generalists in *Lestes* damselflies (Odonata: Lestidae). *Odonatologica*, 44(3), 349–374.
- Schiel, F. J., & Buchwald, R. 2015b. Hatching phenology of Odonata species inhabiting temporary and permanent water bodies (Odonata: Lestidae, Aeshnidae, Libellulidae). *International Journal of Odonatology*, 18(2), 105–123.
- Schmitz, O., Karssenbergh, D., van Deursen, W. P., & Wesseling, C. G., 2009. Linking external components to a spatio-temporal modelling framework: Coupling MODFLOW and PCRaster. *Environmental Modelling & Software*, 24(9), 1088–1099.
- Sjöberg, Y., Dessirier, B., Ghajarnia, N., Jaramillo, F., Jarsjö, J., Panahi, D. M., ... & Manzoni, S. 2022. Scaling relations reveal global and regional differences in morphometry of reservoirs and natural lakes. *Science of the Total Environment*, 822, 153510.
- SLU Artdatabanken 2024. Artfakta. <https://artfakta.se> [2024-01-06 until 2024-01-27].
- SLU Artdatabanken 2024. Artportalen. <https://www.artportalen.se> [2024-01-06 until 2024-01-27].
- Steckel, J., Westphal, C., Peters, M. K., Bellach, M., Rothenwoehrer, C., Erasmi, S., ... & Steffan-Dewenter, I. 2014. Landscape composition and configuration differently affect trap-nesting bees, wasps and their antagonists. *Biological Conservation*, 172, 56–64.
- Steffan-Dewenter, I. 2002. Landscape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies. *Ecological Entomology*, 27(5), 631–637.
- Strand, J. A. 1999. Development of submerged macrophytes in Lake Ringsjön after biomanipulation. *Developments in Hydrobiology/Hydrobiologia* 404: 113–121.

- Strand, J.A. 2010. Inventering av makrofyter i Halländska sjöar. På uppdrag av Länsstyrelsen Halland. Länsstyrelsens rapportserie. Rapport 2011:03.
- Strand, J. A. & Weisner, S. E. B. 2001. Dynamics of submerged macrophyte populations in response to biomanipulation. *Freshwater Biology*, 46 (10): 1397–1408.
- Strand, J. A. & Weisner, S.E.B. 2013. Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape – experiences from Sweden. *Ecological Engineering* 56. 14–25.
- Strand, J.A., Hedman, S, Feuerbach Wengel, L., Schneider, LD., Bengtsson Gartner, S., Ström Töttrup, K., Klatt, B. 2023. En metod för att inventera undervattensväxter i anlagda våtmarker. *Svensk Botanisk Tidskrift* 117:3, 174–179.
- Takkis, K., Tscheulin, T., & Petanidou, T. 2018. Differential effects of climate warming on the nectar secretion of early- and late-flowering Mediterranean plants. *Frontiers in Plant Science*, 9, 874.
- Thorslund, J., Jarsjö, J., Jaramillo, F., Jawitz, J. W., Manzoni, S., Basu, N. B., ... & Destouni, G. 2017. Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management. *Ecological Engineering*, 108, 489–497.
- Tscharntke, T., Gathmann, A., & Steffan-Dewenter, I. 1998. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of applied ecology*, 35(5), 708–719.
- Vilenica, M., Pozojević, I., Vučković, N., & Mihaljević, Z. 2020. How suitable are man-made water bodies as habitats for Odonata? *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (421), 13.
- Wiegleb, G., Dahms, H. U., Byeon, W. I., & Choi, G. 2017. To what extent can constructed wetlands enhance biodiversity. *International Journal of Environmental Science and Development*, 8(8), 561–569.
- Wolf, P. 1956. Utdikad civilisation. 104 s. Skrifter, utgivna av Svenska lax- och laxöringföreningen. Gleerups förlag, Lund, 1956.
- Zak, D., & McInnes, R. J. 2022. A call for refining the peatland restoration strategy in Europe. *Journal of Applied Ecology*, 59, 2698–2704.
- Zehnsdorf, A., Hussner, A., Eismann, F., Rönicke, H., & Melzer, A. 2015. Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. *Limnologica*, 51, 110–117.
- Zhang, C., Wen, L., Wang, Y., Liu, C., Zhou, Y., & Lei, G. 2020. Can constructed wetlands be wildlife refuges? A review of their potential biodiversity conservation value. *Sustainability*, 12(4), 1442.
- Åhlén, I., Hambäck, P., Thorslund, J., Frampton, A., Destouni, G., & Jarsjö, J. 2020. Wetland size thresholds for ecosystem service delivery: Evidence from the Norrström drainage basin, Sweden. *Science of the Total Environment*, 704, 135452.
- Åhlén, I., Thorslund, J., Hambäck, P., Destouni, G., & Jarsjö, J., 2022. Wetland position in the landscape: Impact on water storage and flood buffering. *Ecohydrology*, 15(7), e2458.
- Åhlén, I., Jarsjö, J., & Hambäck, P. A. 2023. Connecting wetland flooding patterns to insect abundance using high-resolution inundation frequency data. *Wetlands*, 43(6), 74.

# Bilaga 1.

## Datasammanställning

Tabell B1. Översikt över projektområden (n = 11), deras area (km<sup>2</sup>) och projektvåtmarkerna (n = 111) inom SMHI:s huvudavrinningsområden (HARO) och delavrinningsområden.

HARO	Projektområde	SMHI AROID	Area (km <sup>2</sup> )	Antal projektvåtmarker
Mellan Nissan och Suseån (101/102)	Kvarnabäcken	630164-130617, 630123-130805, 630419-130725	22,7	9
	Skintan	629150-131039, 629344-131269, 629719-131009	55,2	9
	Nyrebäcken	629042-131496	51,1	9
Fylleån (100)	Trönningeån	628132-132332	33,1	14
Genevadsån (99)	Genevadsån (hela)	Alla nedan	227,9	
	Nedre Genevadsån	627373-374682, 627515-375143, 627223-376743, 627402-373236	24,8	8
	Alslövsån	627552-132889, 628346-133138, 628488-133639, 628291-133253, 628631-133447, 628810-133416, 628749-133534, 628826-133616, 628392-133304, 628513-133276, 628702-133274, 628618-133165, 628276-133186	65,9	8
	Brostorpaån	627563-133225, 628050-133567, 627943-133863, 628135-134275, 628478-134169, 628267-133785, 628224-133925, 628003-133146	81,9	8
	Vessingeån	627656-133682, 627466-133341, 627451-133121, 627219-133300, 627870-134286, 627579-133998, 627310-133322	55,3	8
Lagan (98)	Smedjeån (hela)	Alla nedan	277,0	
	Smedjeån	626160-132873, 626305-132555, 626469-132569, 626586-132578, 626828-132577, 625879-134535, 625889-134315, 625414-135101	174,3	9
	Edenbergaån	626286-133188, 626465-132854, 626362-134004, 626506-133412, 626153-133921	80,9	8
	Menlösabäcken	625475-382011, 625675-378174	21,8	8

HARO	Projektområde	SMHI AROID	Area (km <sup>2</sup> )	Antal projekt-våtmarker
Lagan (98)	Särskilt utvalda våtmarker utifrån strandlutning och bete, lokaliserade utanför de 11 projektområdena (EkoVåtmarker)	626896-374940		1
Stensån (97)		625887-132343		1
		625967-132662, 625513-377125		1
Mellan Genevadån och Fylleån (99/100)		627591-373720		1
Fylleån (100)		628690-132510		1
Fylleån (100)		628877-132904		1
Fylleån (100)		628885-133091		1
Mellan Nissan och Suseån (101/102)		628643-131585		1
Suseån (102)		629587-131955		1
		630285-132113		1
		630939-131423		2
Mellan Ätran och Himleån (103/104)	631978-129458		1	
<b>Total antal våtmarker</b>				<b>111</b>

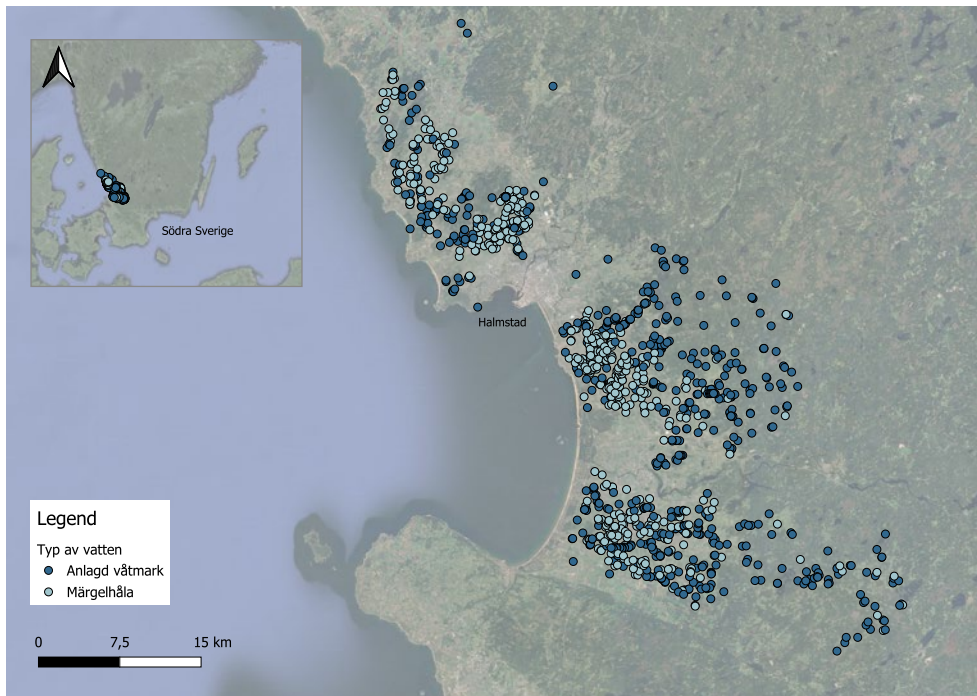
Tabell B2. Markanvändning i avrinningsområdena (data från SMHI:s Vattenweb).

Avrinningsområde	Markanvändning (%)						
	Sjö och vattendrag	Skog	Övrig öppen mark	Hygge	Myr	Jordbruksmark	Urbant
Kvarnabäcken	0,3	32,1	7,8	1,2	6,6	51,0	1,1
Skintan	0,1	20,9	8,7	0,4	0,8	63,8	5,3
Nyrebäcken	0,1	27,4	12,5	1,1	1,4	51,1	6,8
Trönningeån	0,6	32,5	1,7	1,7	2,8	45,5	6,3
Nedre Genevadsån	0,3	10,2	8,7	0,0	0,5	76,5	3,8
Alslövsån	2,0	53,8	7,6	2,4	11,3	22,8	0,0
Brostorpaån	0,2	51,2	7,2	2,7	23,4	15,3	0,1
Vessingeån	0,5	35,1	6,9	1,9	11,9	40,1	3,6
Edenbergaån	0,1	23,8	7,8	1,5	6,5	59,3	1,1
Smedjeån	1,6	32,7	8,3	2,3	11,9	40,5	2,7
Menlösabäcken	0,0	13,7	6,3	1,5	0,8	71,4	6,2

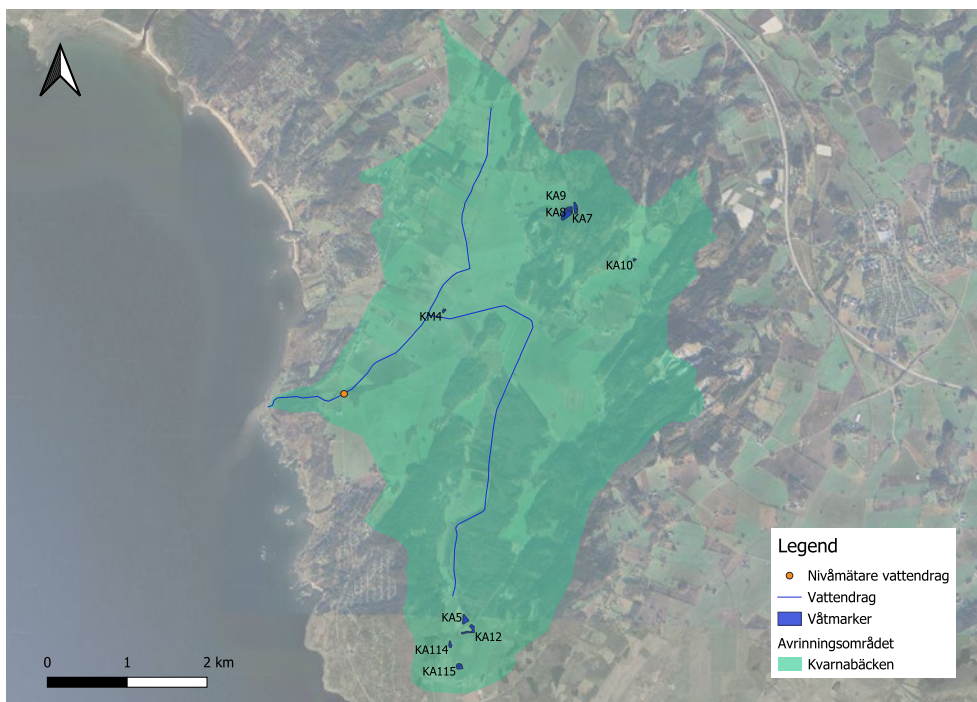
**Tabell B3. Antal våtmarker per avrinningsområde och våtmarkstyp; A) dräneringsvåtmark, B) sidodamm, C) våtmark som anlades i ett dike eller mindre vattendrag, D) kvarn- eller kraftverksdamm, M) mägerhål, samt antal våtmarker som ingick i de biologiska och hydrologiska analyserna.**

Avrinningsområde	Våtmarkstyp					Summa
	A	B	C	D	M	
Kvarnabäcken	8				1	9
Skintan	5	1	2		1	9
Nyrebäcken	6		2	1		9
Trönningeån	10	1	3			14
Nedre Genevadsån	3	2	2		1	8
Alslövsån	5		2	1		8
Brostorpaån	8					8
Vessingeån	4	2	1	1		8
Smedjeån	8				1	9
Edenbergaån	7	1				8
Menlösabäcken	8					8
EkoVåtmarker	11	2				13
<b>Totalsumma</b>	<b>83</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>111</b>

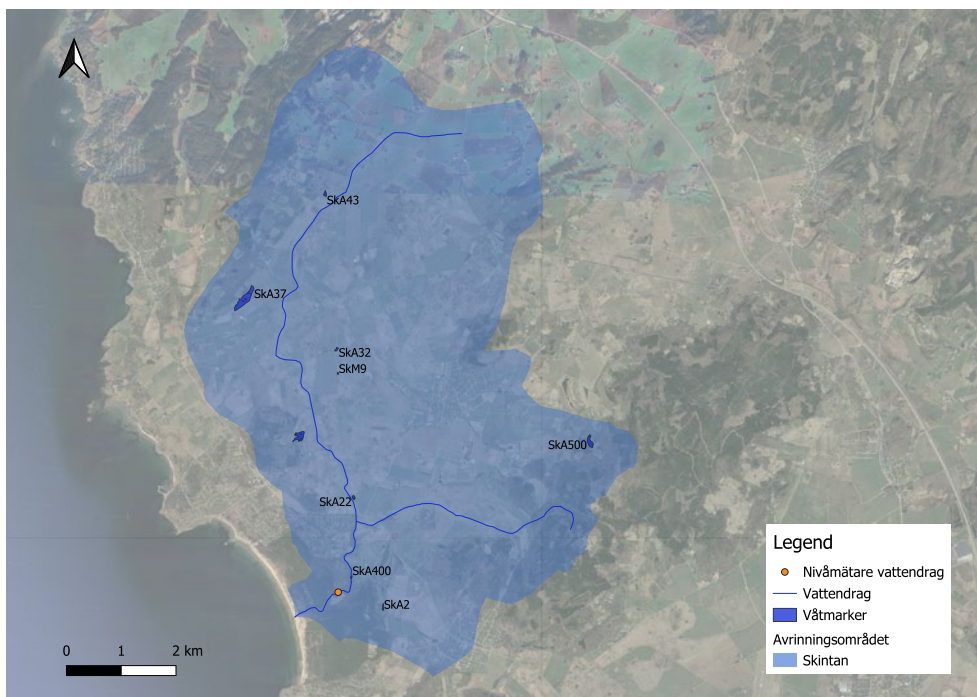
# Bilaga 2. Kartor



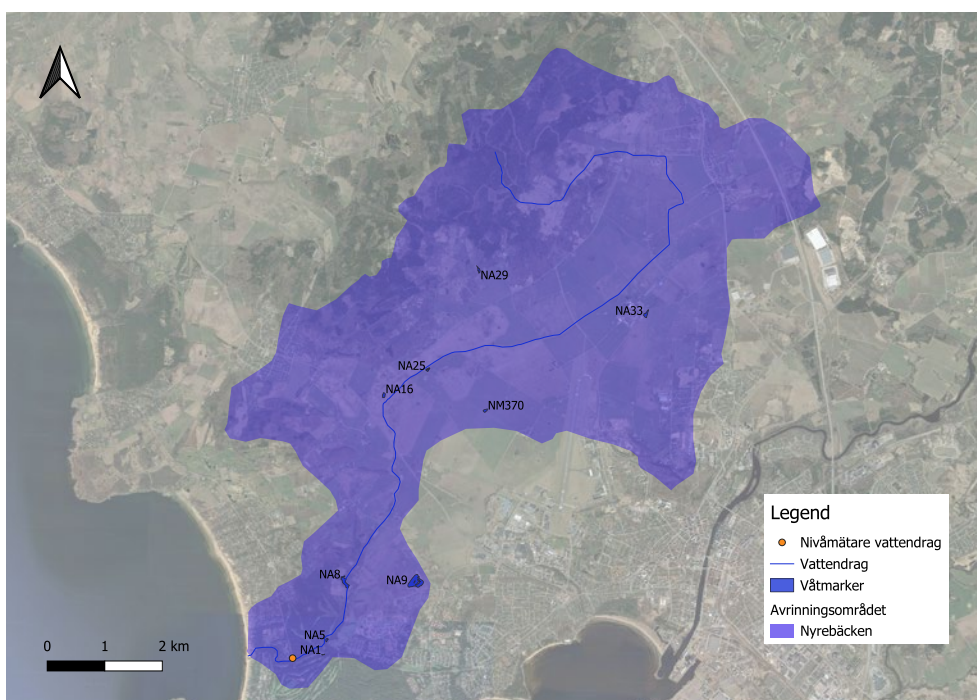
**Figur B1.** Översikt av anlagda våtmarker och märgelhålor som identifierades vid första analysen av öppna vatten i tre större områden i södra Halland.



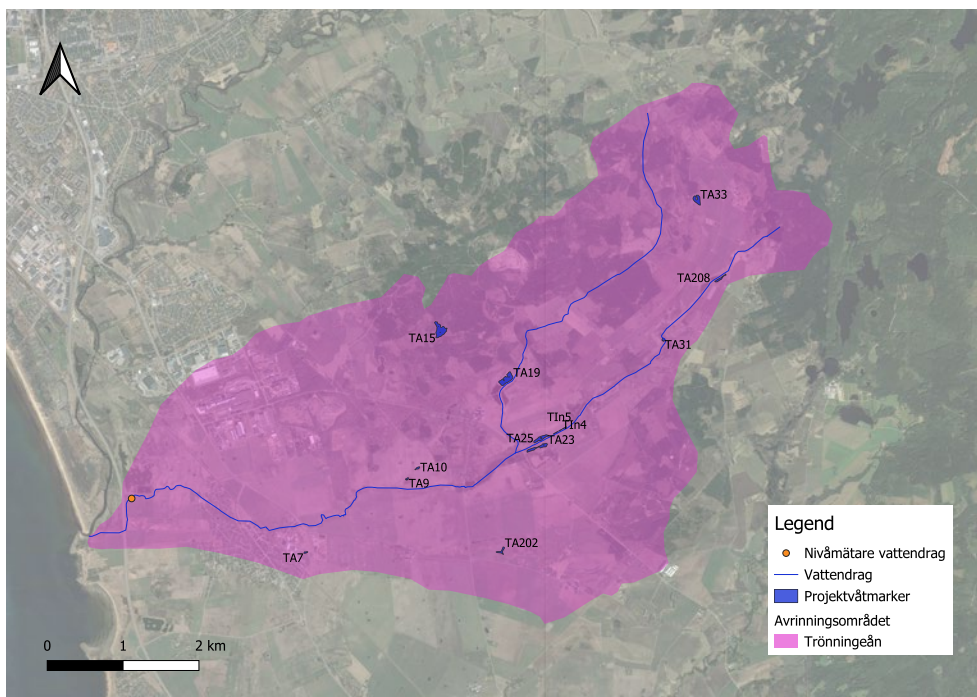
**Figur B2.** Detaljkarta över projektområde Kvarnabäcken, med utvalda objekt (8 anlagda våtmarker och en märgelhåla).



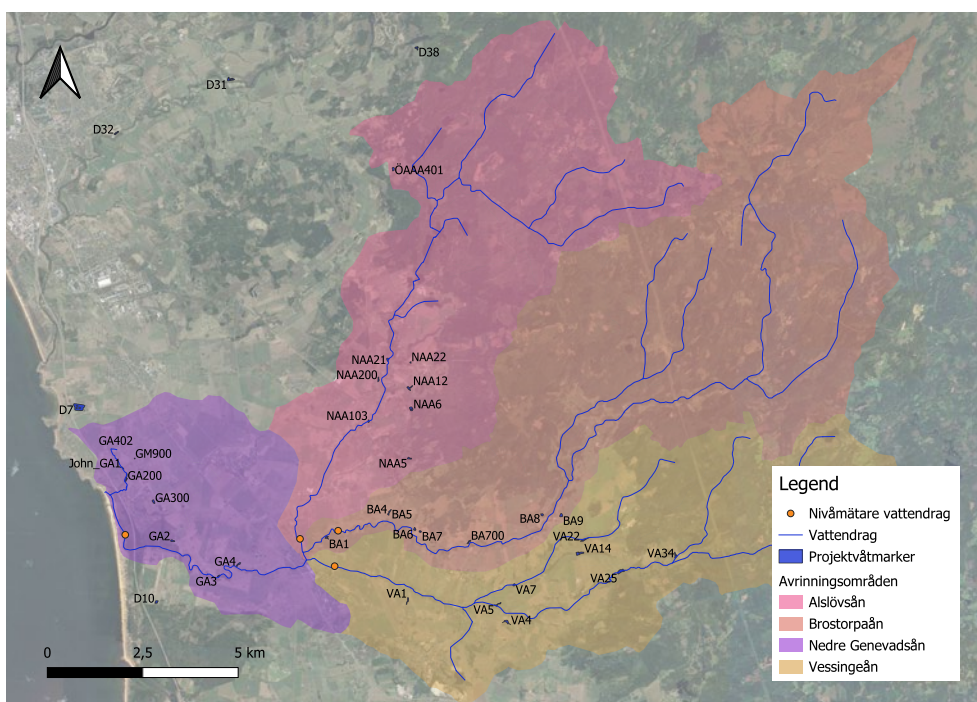
**Figur B3.** Detaljkarta över projektområde Skintan, med utvalda objekt (8 anlagda våtmarker och en mägerhåla).



**Figur B4.** Detaljkarta över projektområde Nyrebäcken, med utvalda objekt (8 anlagda våtmarker och en mägerhåla).

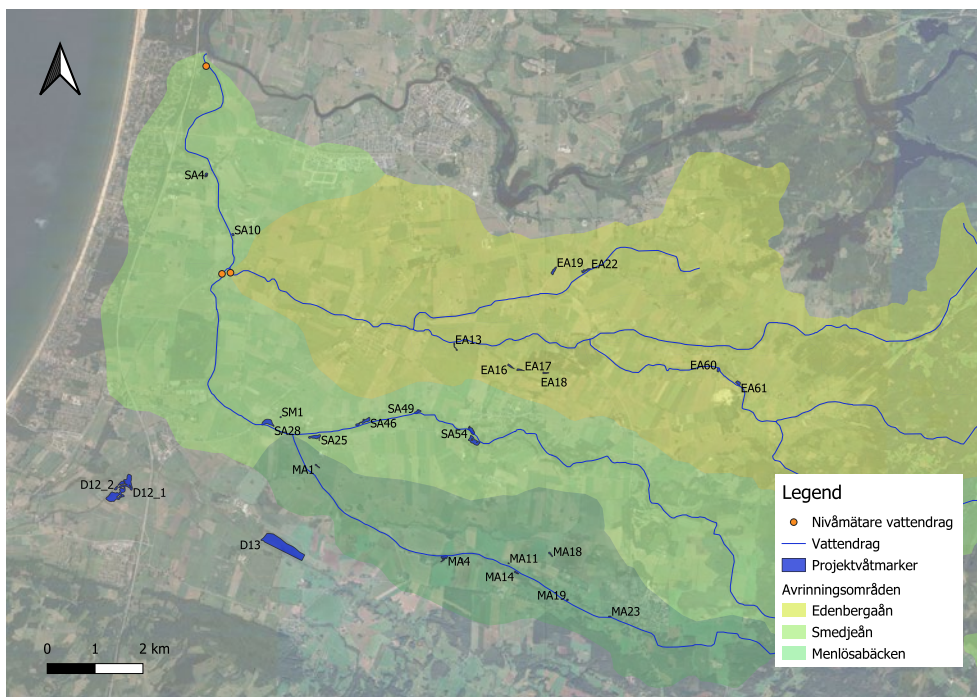


**Figur B5.** Detaljkarta över projektområdet Trönningeån, med utvalda objekt (14 anlagda våtmarker och en mörghåla).

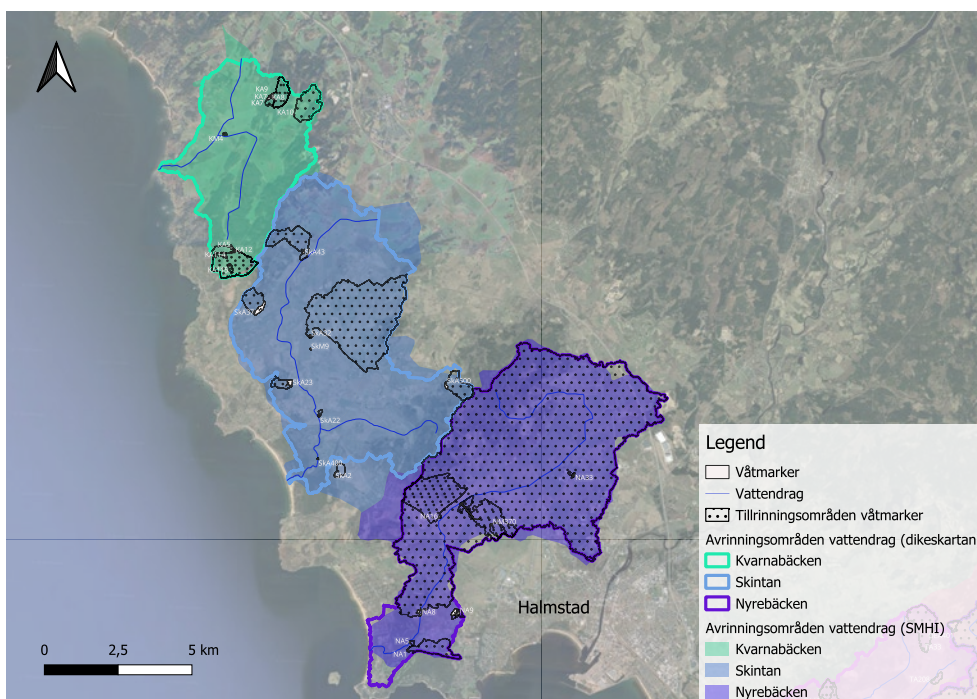


**Figur B6.** Detaljkarta över Genevadsåns huvudavrinningsområde, med projektområden Nedre Genevadsån (8 anlagda våtmarker och 1 mörghåla), Alslovsån (8 anlagda våtmarker), Brostorpån (8 anlagda våtmarker) och Vessingeån (8 anlagda våtmarker). Kartan visar också fem av 13 EkoVåtmarker som ligger utanför projektområdena.

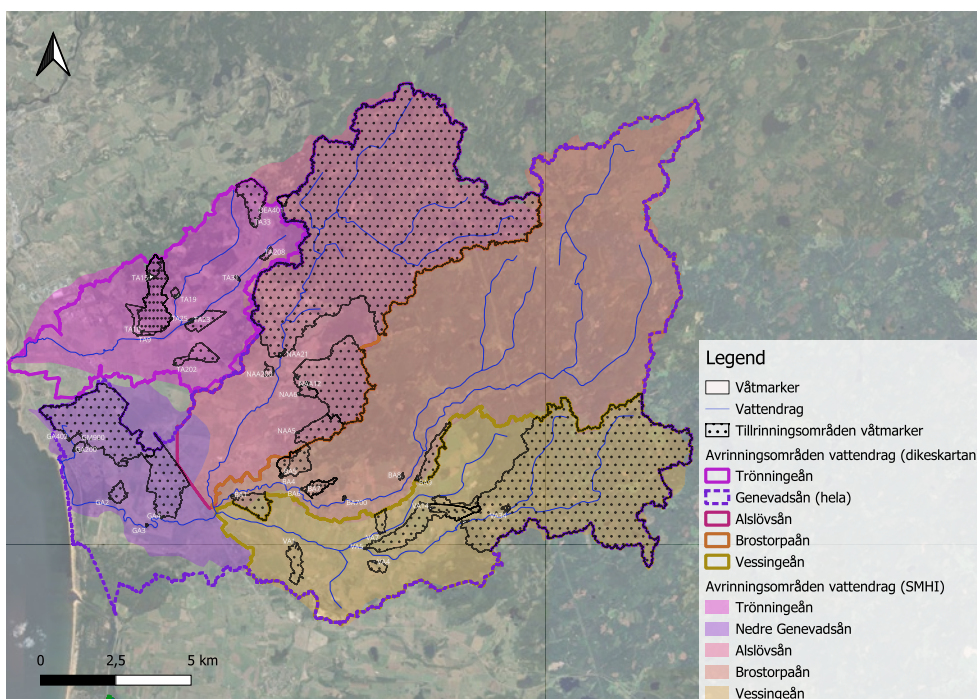




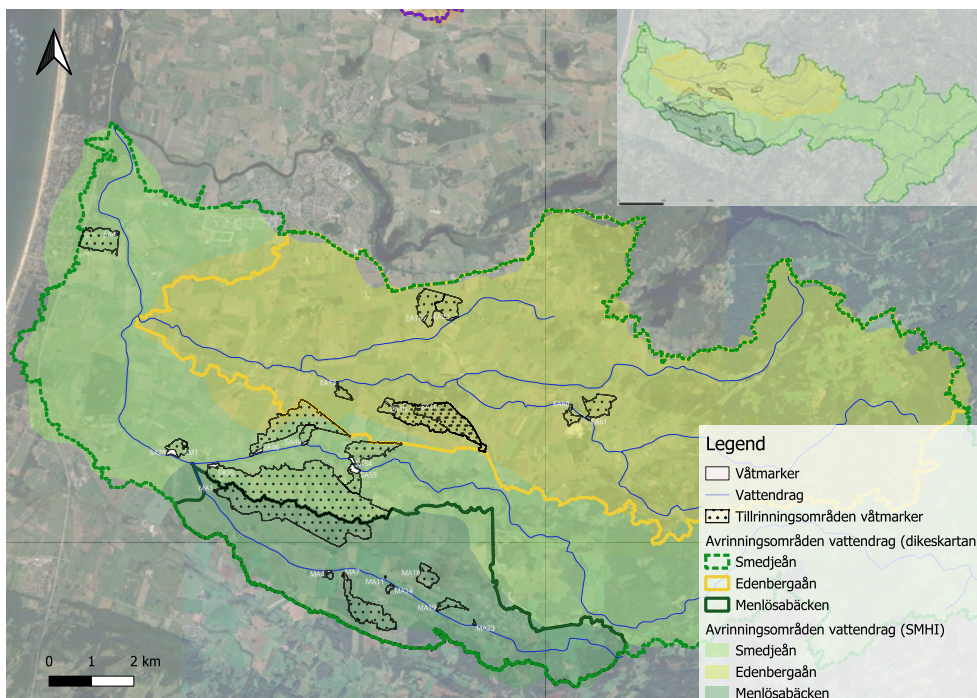
**Figur B7.** Detaljkarta över projektområden Edenbergåån (8 anlagda våtmarker) och Menlösabäcken (8 anlagda våtmarker) som förenas i projektområdet Smedjeån (8 anlagda våtmarker och 1 mägerhåla). Kartan visar också två av 13 utvalda Ekovåtmarker som ligger utanför projektområdena.



**Figur B8.** Översikt över våtmarkernas individuella tillrinningsområden inom Kvarnabäckens, Skintans och Nyrebäckens avrinningsområdet enligt modelleringen med dikeskartan och SMHI:s indelning.



**Figur B9.** Översikt över våtmarkernas individuella tillrinningsområden inom Trönningeåns, Genevadsåns, Alslövsåns, Brostörpaåns och Vessingeåns avrinningsområdet enligt modelleringen med dikeskartan och SMHI:s indelning.



**Figur B10.** Översikt över våtmarkernas individuella tillrinningsområden inom Smedjeåns, Edenbergaåns och Menlösabäckens avrinningsområdet enligt modelleringen med dikeskartan och SMHI:s indelning.

# Bilaga 3. Enkätfrågor

**Fråga 1.** Har du själv varit med och anlagt den våtmark som är med i projektet eller fanns det redan en befintlig våtmark på din mark?

- Har anlagt/restaurerat
- Det fanns en befintlig våtmark

**Fråga 2.** Vilka syften ser du med att ha en våtmark? (Flera svarsalternativ möjliga)

- För att gynna biologisk mångfald
- För att skapa en näringsfälla och förbättra vattenkvaliteten
- För att använda den som vattenmagasin
- För att öka rekreativsvärdet
- Annan/annat, nämligen:

**Fråga 3.** Vilken var/är främsta anledningen till att du anlade eller har en befintlig våtmark? (Ett svarsalternativ möjligt)

- För att få stöd/miljöinvestering
- För att gynna biologisk mångfald
- För att skapa en näringsfälla och förbättra vattenkvaliteten
- För att använda den som vattenmagasin/bevattningsdamm
- För att öka rekreativsvärdet
- Annan/annat, nämligen:

**Fråga 4.** Vilken nytta tycker du att våtmarken gett hittills?  
(Flera svarsalternativ möjliga)

- Översvämningar på oönskade områden har minskat
- Den har använts till bevattning
- Den har gett ett ökat rekreativsvärde
- Den har gett ett rikare djur- och växtliv
- Den har gett bättre odlingsförutsättningar
- Annan/annat, nämligen:

**Fråga 5.** Hur har våtmarkens nytta förändrats över tid? (Skriftligt svar, valfri fråga)  
*Framförallt en intervjufråga på telefon.*

**Fråga 6.** Har du personligen använt våtmarken till någon/några fritidsaktiviteter?

- Fiske
- Kräftodling
- Fågelskådning
- Jakt
- Bad
- Skridskor
- Annan/annat, nämligen:
- Nej

**Fråga 7.** Har våtmarken haft någon negativ påverkan? (Flera svarsalternativ möjliga)

- Ökad förekomst av mygg
- Våtmarken upptar åkerareal som därmed blivit obrukbar
- Våtmarken har försvårat växtodling och skörd på grund av blötare marker
- Våtmarken har försvårat körning på grund av att åker har behövt styckas upp mindre bitar
- Annan/annat, nämligen:
- Inga negativa effekter

**Fråga 8.** Hur har ökade klimatförändringar och risken för återkommande extremväder påverkat din inställning till anläggning och restaurering av våtmarker på jordbruksmark? (Ett svarsalternativ möjligt)

- Blivit mer positiv
- Något mer positiv
- Lika positiv som tidigare
- Lika negativ som tidigare
- Något mer negativ
- Mycket mer negativ

**Fråga 9.** I vilken utsträckning tror du att klimatförändringar kommer påverka dig i framtiden?

- Mer än idag
- Lika mycket som idag
- Mindre än idag

**Fråga 10.** Vilken betydelse tror du våtmarkens roll som vattenbuffrare/vattenmagasin kommer ha för lantbruket på lång sikt?

- Stor betydelse
- Viss betydelse
- Endast liten betydelse
- Ingen betydelse

**Fråga 11.** Hur skulle du säga att statusen på din våtmark är på en skala mellan 1–5? Där 5 är mycket bra utan behov av skötsel och 1 är mycket dålig i stort behov av skötsel/upprepning?

1   2   3   4   5

**Fråga 12.** Om möjligheten finns, kan du tänka dig att anlägga/restaurera fler våtmarker?

- Ja
- Nej

# Bilaga 4. Informationsskylt för projektet

## Anlagda våtmarkers buffringsförmåga och effekt av vattennivåvariationer på den biologiska mångfalden

Här genomför Hushållningssällskapet Halland och Stockholms universitet ett forskningsprojekt, finansierat av Naturvårdsverket, kring hur våtmarker buffrar vattenflöden samt hur vattennivåvariationer påverkar den biologiska mångfalden (småkrypsfaunan i strandzonen) och pollinerarna (bin och humlor).

I förlängningen kommer resultaten förhoppningsvis att kunna användas för till exempel framtida skötselmetoder i ett förändrat klimat samt kommer att ge oss större kunskap om hur våtmarker kan utformas och placeras för att motverka till exempel översvämningar.

I 112 anlagda våtmarker och 11 vattendrag i södra Halland har vi satt ut vattennivåmätare som automatisk mäter vattennivån 1 per timme. Alla våtmarker mäts in med ekolod/GPS avseende t.ex. yta, djupkartor, nivåer på in- och utlopp samt vegetationskarteras.

Vi undersöker den biologiska mångfalden hjälp av bland annat Malaise-fällor (för flygande insekter) och fallfällor (för marklevande insekter). Pollinerande insekter och blommande örter inventeras i transekt vid våtmarkerna samt via "trap nests". För mer info se: [www.biowetland.se](http://www.biowetland.se) eller kontakta John Strand Hushållningssällskapet Halland, [john.strand@hushallningssallsskapet.se](mailto:john.strand@hushallningssallsskapet.se)



Till vänster en vattennivåmätare samt "trap nest" och till höger en Malaise-fälla.



Hushållnings  
sällskapet



Stockholm  
University

MILJÖ

NATURVÅRDSVERKET  
FORSKNING

# Bilaga 5. Informationsskylt vid uttorkningsförsök

## Hur påverkar uttorkning den biologiska mångfalden i strandzonen vid våtmarker?

Här genomför Hushållningssällskapet Halland och Stockholms universitet ett forskningsprojekt, finansierat av Naturvårdsverket och Formas, kring hur våtmarker buffrar vattenflöden samt hur vattennivåvariationer påverkar den biologiska mångfalden (småkrypsfaunan i strandzonen). Som en del i projektet så manipulerar vi vattenståndet (tömmer dom) i ett antal våtmarker och jämför med våtmarker som inte manipulerats. Våtmarken på Sandbolet är en av de som ingår i detta delprojekt och som tömts i månadskiftet juli/augusti.

I förlängningen kommer resultaten förhoppningsvis att kunna användas för till exempel framtida skötselmetoder i ett varmare klimat samt kommer att ge oss större kunskap om hur varmare och torrare somrar kan påverka den biologiska mångfalden i våra våtmarker.

Vi kommer att undersöka den biologiska mångfalden före och efter tömning med hjälp av Malaise-fällor (för flygande insekter) och fallfällor (för marklevande insekter). För mer info se: [www.biowetland.se](http://www.biowetland.se) eller kontakta John Strand Hushållningssällskapet Halland, [john.strand@hushallningssallskapet.se](mailto:john.strand@hushallningssallskapet.se)



Till vänster en Malaise-fälla och till höger en fallfälla



# Bilaga 6. Publikationer från projektet

## I. Vetenskapliga artiklar

Hambäck, P.A., Andersson, M., Andersson, P., Hallqvist, J., Hellqvist, S., Persson, M., Strand, J.A., Vicente, R. & Åhlén, D. 2022. Insekter och spindlar i anlagda våtmarker: Intressanta fynd från en systematisk undersökning i Uppland och södra Halland. *Entomologisk tidskrift*, 143: 47–66.

Hambäck, P.A., Dawson, L., Geranmayeh, P., Jarsjö, J., Kačergytė, I., Peacock, M., Collentine, D., Destouni, G., Futter, M., Hugelius, G., Hedman, S., Jonsson, S., Klatt, B.K., Lindström, A., Nilsson, J.E., Pärt, T., Schneider, L.D., Strand, J.A., Urrutia-Cordero, P., Åhlén, D., Åhlén, I., Blicharska, M. 2023. Tradeoffs and synergies in wetland multifunctionality: A scaling issue. *Science of the Total Environment*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160746>

Strand, J.A., Arvidsson, S., Feuerbach Wengel, L., Hambäck, P., Hedman, S., Jarsjö, J., Klatt, B.K., Schneider L.D., Ström Töttrup, K., Åhlén, D., Åhlén, I. 2024. Landowner incentives for constructing wetlands: are farmer`s children instrumental in implementing the Water Framework Directive? Ska submitteras till *Journal of Environmental Management*.

Strand, J.A. & Sahlén, G. 2024 (submitted). High proportion of the national species-pool of Odonata in a regional survey in Sweden – constructed wetlands as species islands for adult dragonflies in the hydrologically deteriorated agricultural landscape. Ska submitteras till *International Journal of Odonatology*.

Åhlén, D., Jarsjö, J., Jonsell, M., Klatt, B.K., Schneider, L.D., Strand, J.A. and Hambäck, P. A. 2024 (submitted). Strong effects of shoreline properties but weak effects of grazing on arthropod diversity in constructed wetlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.

Åhlen D, Hedman, S., Jarsjö, J., Schneider, L.D., Strand, J.A., Tack, A., Åhlén, I., Hambäck, P.A. 2024 (submitted). Constructed wetlands and riparian arthropods: Hydroperiod and wetland morphology affect groups differently. *Journal of Animal Ecology*.

### *Planerade artiklar, för närvarande i dataanalys-fas (preliminära titlar)*

Jarsjö, J. *et al.* 2024. Buffering capacity of constructed wetlands – effects of constructed wetland location and design.

Jarsjö J. *et al.* 2024. Modelling waterflow in wetlandscapes – effects of constructed wetlands on extreme weather events and predictions for climate change scenarios.

Klatt B.K. *et al.* 2024. Abundance of pollinators at wetlands is determined by the surrounding landscape and species-specific abundance of flowering plants.

Klatt B.K. *et al.* 2024. Proximity of flowering plants to water is determining the abundance of pollinators at different daytimes under high temperature conditions.

Strand, J.A. *et al.* 2024. Odonata populations in constructed wetlands in the agricultural landscape – effects of CW design, degree of isolation, fish presence and vegetation development.

Strand, J.A. *et al.* 2024. Dragonfly surveys – methodology comparison between manual netting (adults and larvae) and eDNA sampling in constructed wetlands.

N.N. *et al.* 2024. Data-publicering (t.ex. Dryad)

Peacock, M. *et al.* 2024. GHG dynamics in agricultural constructed wetlands. In preparation (Sampublicerad artikel med projektet WetKit).

## II. Avhandlingar

Åhlén, D. 2024. Arthropods in Constructed Wetlands: Ecosystem Processes and Riparian Biodiversity. Doctoral dissertation, Department of Ecology, Environment and Plant Sciences, Stockholm University. Universitetsservice US-AB, Stockholm 2024. ISBN print 978-91-8014-727-9.

## III. Abstract

Jarsjö, J., Schneider, L.D., Åhlén, I., Hambäck, P., Klatt, B.K. and Strand, J. 2024. Flood and flow modulation potential of small constructed wetlands. Innovations for the Blue Planet 2024, International Conference. Stockholm 23–25 April 2024.

Strand, J.A. 2022. Constructed wetlands as “species islands” for dragonflies in the agricultural landscape. 6th European Congress on Odonatology (ECOO 2022), June 27–30th 2022, Kamnik, Slovenia.

Strand, J.A., Schneider, D.L., Hedman, S., Feuerbach, P., Feuerbach Wengel, L., Klatt, B.K. 2022. LIFE-Goodstream for Good Ecological Status in a holistic approach – reduced nutrients and increased biodiversity in a small agricultural stream using multifunctional wetlands and Integrated Buffer Zones. LuWQ2022. 5th International Interdisciplinary Conference on LAND USE and WATER QUALITY: Agriculture and the Environment, 12 – 15 September 2022. Maastricht, The Netherlands.

Strand, J.A., Feuerbach Wengel, L., Feuerbach, P., Schneider, L.D., Hedman, S., Klatt, B.K. 2022. LIFE-Goodstream: a holistic approach to reach good ecological status of an agricultural stream. SIL 2022 Congress. 36th Congress of the International Society of Limnology, 7 – 10 August 2022. Berlin, Germany.

Åhlén, D. 2022. What benefits arthropods in constructed agricultural wetlands? Poster at XXVII International Congress of Entomology, 18–24 July 2022, Helsinki, Finland.

Åhlén, D. 2022. Trade-offs and synergies in agricultural wetland multifunctionality. INTECOL – 13th International Congress of Ecology, 28 August – 2 September 2022, Geneva, Switzerland.



## IV. Policy briefs

Hambäck P. *et al.* 2024. Policy Brief. En våtmark löser inte alla problem. Östersjöcentrum, Stockholms Universitet, April 2024.

## V. Examensarbeten

Engzell T. 2023. Anlagda våtmarkers vattennivådynamik: Typmönster och dess samband med omgivande faktorer. Examensarbete i Geovetenskap. Stockholms Universitet.

Nein E. 2023. Hydrological drought effects on Diptera families and functional groups in constructed wetlands: Differences between sampling methods. Examensarbete i Ekologi. Stockholms Universitet.

Stahre E & Nilsson N. 2023. Relation between submerged vegetation and aquatic invertebrates in constructed wetlands. Examensarbete. Högskolan i Halmstad.

## VI. Populärvetenskapliga publikationer

Geranmayeh, P. *et al.* 2024. Hur skapar vi multifunktionella våtmarkslandskap? Rapport. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Manuskript.

Hambäck P. 2023 Att restaurera våtmarker för biologisk mångfald. *Fascinerande Forskning*. Nationellt resurscentrum för biologiundervisning.

Hambäck, P. 2023. Funktionalitet i naturliga och anlagda våtmarker i jordbrukslandskap. I: Wikström & Bergkvist (Eds) 2023. *Funktionella landskap – hav, sötvatten och våtmarker*. Stockholms universitets Östersjöcentrum för Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Länsstyrelsen Skåne.

Strand J.A. 2022. Intressanta fynd av småkryp vid anlagda våtmarker. *Hallands Natur*, Naturskyddsföreningen Halland.

Strand, J.A. 2022 Anlagda våtmarker är artöar för trollsländor. *Yrfän 3/2022*: 21–23. Sveriges Entomologiska Förening.

Strand J.A. Hedman, S., Hoffman, M., Lindström, A., Hambäck, P., Åhlén, D., Åhlén, I., Klatt, B.K., von Wachenfeldt, E. 2022. Lantbrukarnas våtmarker gör nytta. Debattartikel. *Land Lantbruk och Skogsbruk* (LLB).

Strand, J.A., Hedman, S., Feuerbach Wengel, L., Schneider, L.D., Bengtsson Gartner, S., Ström Töttrup, K., Klatt, B.K. 2023. En metod för att inventera mindre våtmarker med SUP. *Svensk Botanisk Tidskrift* 117 (3): 174–179).

Strand J.A. 2023. *Guide till trollsländor i Halmstad kommun – tips på lokaler och strategier för att upptäcka luftens juveler i Halmstads kommun*. Handbok, 78 sidor.

Strand J.A. 2024. Anlagda våtmarker som flödesbuffrare. *Hallands Natur*. Naturskyddsföreningen Halland.

## VII. Övriga projektrapporter

På grund av aktivt arbete med nätverkande mellan Buffringsprojektet och andra egna och externa projekt beskrivs buffringsprojektet i ett antal externa projektrapporter som listas här.

Karlsson, S. 2021. Våtmarkers betydelse för markägaren. Slutrapport LIA, Biologiska Yrkeshögskolan, Skara.

Klatt, B.K. 2024. Wetlands 2.0. Slutrapport till Formas. Manuskript.

Strand, J.A. 2019. LIFE-Goodstream – Årsrapport till Havs- och vattenmyndigheten, december 2019.

Strand, J.A. 2021. Progress Report, LIFE-Goodstream. LIFE14 ENV/SE/000047. Rapport till EU.

Strand, J.A. 2021. Amendment of the project LIFE-Goodstream (LIFE14 ENV/SE 000047), Rapport till EU.

Strand, J.A. 2022. Progress Report, LIFE-Goodstream. LIFE14 ENV/SE/000047. Rapport till EU.

Strand, J.A. 2024. End Report, LIFE-Goodstream. LIFE14 ENV/SE/000047. Rapport till EU. Manuskript.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

# Anlagda våtmarker som flödesbuffrare

## Hur skapar vi synergieffekter med biologisk mångfald och pollinering?

Anlagda våtmarker har använts som en naturbaserad lösning på miljöproblem sedan 1990 i Sverige. Vi vet att anlagda våtmarker har en gynnsam effekt på biologisk mångfald, samt kan fungera som kostnads-effektiva kväve- och fosforfällor. De har även ansetts kunna fungera som en buffert vid höga och låga vattenflöden, men vi saknar faktiska mätdata på våtmarkers buffrande förmåga. Det saknas också kunskap om hur vattennivåvariationer påverkar mer sällan undersökta djurgrupper som exempelvis spindlar, marklevande skalbaggar, som lever i strandzonerna.

Studien visar att anlagda våtmarker kan fungera bra som flödesbuffrare, men att variationen är stor och att det finns en potential för ökad buffringskapacitet genom aktiv skötsel. Resultaten visar att tillrinningsområdets storlek påverkar buffringsförmågan positivt samt att våtmarkens utformning och skötsel påverkar den biologiska mångfalden av strandszonslevande arter.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.