

Identifiering av primära faktorer som påverkar diversitet, artsammansättning och antal av makrovertebrater i dagvattendammar

En studie av bentisk faunadiversitet i sydvästra Skåne



Figur 1: Ljus skivsnäcka, *Gyraulus albus*

Elias Budweg

budwegelias@gmail.com

Handledare: Per Carlsson,
lektor i akvatisk ekologi vid Lunds universitet,
Dimitry van der Nat,
ekolog på Water Revival Systems AB

Februari 2026
Biologiska institutionen,
Lunds universitet
45 hp Mastersarbete i
bevarandebiologi

Innehållsförteckning

Abstract	3
Introduktion	4
Metod	7
Resultat	11
Dagvattendammarna	11
Makrovertebraterna	12
Variabelreducering genom PCA.....	16
Diversitetsindex	20
Funktionella födogrupper	23
Taxonomisk indelning	24
Tolerans	25
Diskussion	26
Rekommendationer.....	31
Slutsats	31
Tack.....	32
Referenser	32
Appendix	37

Abstract

The decrease in wetland area worldwide has caused serious declines to populations of aquatic organisms. Stormwater ponds are constructed to clean runoff water and act as buffers for floods but are also part of the aquatic landscape. In this thesis I have studied how they can contribute to biodiversity by examining which environmental factors influence benthic macroinvertebrate richness, abundance and composition. High temperature was found to be a main driver for both richness and abundance, as was low water occurrence in the vicinity of the ponds. For abundance, high amounts of agricultural land and buildings in the vicinity were a positive effect, and little differences could be seen between functional feeding groups or taxonomic groups. However, when dividing the species into groups according to tolerance level to pollution and nutrient load, the patterns differentiated. Only the abundance of the dominant high tolerant species was positively affected by buildings and agriculture in the vicinity. The abundance of low tolerant species only showed a positive response to sediment type, benefiting from a rocky substrate instead of mud. High tolerant species were, however, negatively affected by rocky substrate. These results show the importance of species identity and preferences when studying diversity and abundance drivers, as a clumping of species with different requirements may cause an inaccurate assessment of important drivers.

Minskningen av våtmarksareal i världen har orsakat allvarliga hot för populationer av akvatiska organismer. Dagvattendammar anläggs för att rena vatten och motverka översvämningar, men är också del av det akvatiska landskapet. I detta examensarbete har jag studerat hur de kan bidra till biodiversitet genom att undersöka vilka faktorer som påverkar bentiska makrovertebraters abundans, artrikedom och artsammansättning. Hög temperatur var den största bidragande faktorn till både artrikedom och abundans, men även en låg andel vatten i närheten av dammen var positivt. Abundans påverkades positivt av höga andelar anlagd mark och åkermark i närheten, och få skillnader kunde observeras mellan funktionella födogrupper eller taxonomiska grupper. När arterna delades upp i tolerans mot föroreningar och näringsämnen kunde dock en differentiering av drivare urskiljas. Endast abundansen av högtoleranta arter påverkades positivt av anlagd mark och åkermark i närheten. Abundansen av lågtoleranta påverkades däremot endast positivt av stenigt substrat i jämförelse med slam, vilket abundansen av högtoleranta påverkades negativt av. Dessa resultat visar vikten av artidentitet och preferens när drivare av diversitet och abundans undersöks. En sammanfattning av arter med olika krav kan resultera i felaktiga bedömningar av viktiga drivare.

Introduktion

Förekomsten och storleken av våtmarker har minskat drastiskt under de senaste 200 åren, både globalt och i Sverige, och med dem har även ekosystemtjänster försvunnit (Gardner m.fl., 2015). Detta har skett bland annat genom ökad urbanisering och bebyggelse samt torvtäkt och dikning för jordbruk, och i vissa delar av Mälardalen och Skåne uppskattas endast cirka 10% av den ursprungliga våtmarksytan vara kvar (Naturvårdsverket, 2025b). Konsekvenserna av denna habitatminskning blir minskad biodiversitet, men även att ekosystemtjänster vi är beroende av försvinner. Exempel på dessa ekosystemtjänster är att de förhindrar översvämningar, renar vattnet genom biologisk filtrering och sedimentering och bidrar till vattenhushållningen genom grundvattenbildning och resistens mot torka (Gardner m.fl., 2015; Naturvårdsverket, 2025b). Utdikningen av våtmarker leder till stora koldioxidutsläpp, medan en välfungerande våtmark binder kol och på så sätt minskar utsläpp (Naturvårdsverket, 2022, 2025b). Sedan 1980-talet har engagemanget för att hindra minskningen av våtmarker ökat, och det läggs i dagsläget i Sverige mycket resurser på anläggning av nya och restaurering av redan existerande våtmarker. Det har bidragit till att läget för Sveriges miljömål *Myllrande våtmarker* nu bedöms som neutralt i stället för negativt (Naturvårdsverket, 2022). Trots detta behövs det fortsatta åtgärder och

miljöövervakning. Sötvatten är bland världens viktigaste och mest hotade habitat – även om sötvatten endast utgör ca 0,8% av världens yta så är 6% av världens arter beroende av dessa miljöer (Dudgeon m.fl., 2006). Anlagda våtmarker väger heller inte direkt upp för förstörda våtmarker eftersom det tar tid för dem att etableras och skadan redan är gjord. Risken finns också att ovanliga arter eller arter som har begränsade spridningsmöjligheter inte återkommer. För att motverka förlusten av biodiversitet och ekosystemtjänster på bästa möjliga sätt behövs mer information om hur anlagda våtmarker skiljer sig från naturliga och vad deras potential faktiskt är (Gardner m.fl., 2015).

Parallellt med återskapandet av våtmarker har det även konstruerats många dagvattendammar, vars främsta funktion är att förhindra översvämningar och rena dagvatten innan det når recipienter (VA-Guiden, 2025). Detta sker främst genom sedimentering av partikelbundna föroreningar, men också med hjälp av mikrobiell denitrifikation och näringsupptag genom växter (Andersson m.fl., 2013). Utformandet av dagvattendammar varierar starkt, från relativt minimalistiska sänkor med makadam längs vägar, till parkmiljöer där estetiken också står i fokus. Vissa dagvattendammar är även omgestaltade från naturliga våtmarker. Det finns riktlinjer för hur nyanlagda dagvattendammar bäst ska utformas för att maximera sedimenteringen och därmed avskiljningen av partikelbundna föroreningar. Avskiljningsfunktion beror

delvis på dammens storlek i relation till sitt avrinningsområde. En högt dimensionerad damm (relativt stor damm för avrinningsområdet) tar emot en lägre koncentration av näringsämnen och föroreningar, men lägre dimensionerade dammar är mer effektiva i sin avskiljningsförmåga. För optimering av sedimentering och hydraulisk effektivitet rekommenderas långsmal formgivning, djuphålor samt etablering av vegetation (Andersson m.fl., 2013; VA-Guiden, 2025). De avsatta sedimenten innehåller ofta höga halter av de föroreningar som bärs med dagvattnet och kan under vissa omständigheter även resuspenderas i vattenkolumnen (Andersson m.fl., 2013). För att underhålla dammarnas avskiljande förmåga så behöver de tömmas på ansamlade sediment när lagret når en viss tjocklek (Andersson m.fl., 2013; Stahre, 2008; VA-Guiden, 2025).

Trots att dagvattendammar inte konstrueras med gynlandet av biologisk mångfald som huvudsyfte så ska de ändå betraktas som habitat tillgängliga för kolonisation av arter som är knutna till vatten eller stränder. De ingår i den akvatiska mosaiken i ett landskap, och kan med rätt utformning även vara gynnsamma habitat för många arter (Hansson m.fl., 2005). Med tanke på tillförseln av dagvattenburna föroreningar så finns dock även en risk att de blir till ekologiska fällor, alltså att organismer bosätter sig i en miljö som verkar gynnsam men i själva verket bidrar till sämre överlevnadsförmåga (Hale

m.fl., 2015; Robertson & Hutto, 2006). Negativ påverkan av tungmetaller och salter på makrovertebrater i dagvattendammar har dokumenterats (Castillo m.fl., 2018; Stephansen m.fl., 2014) men utan tydliga samband med dammarnas föroreningsgrad. Andra studier har funnit att dagvattendammar kan ha liknande biodiversitet som naturliga våtmarker (Ferzoco & McCauley, 2024; Hassall & Anderson, 2015; Le Viol m.fl., 2009; Stephansen m.fl., 2016), och kan vara viktiga akvatiska miljöer särskilt i urbana områden där de ofta är de enda möjliga habitat för akvatiska organismer. En del studier observerar dock att artsammansättningarna i dagvattendammar ofta skiljer sig från naturliga dammar och ofta domineras av vanliga arter som är toleranta emot föroreningar och störningar, som exempelvis fåborstmaskar (*Oligochaeta*), fjädermyggslarver (*Chironomidae*) och rundmaskar (*Nematoda*) (Chester & Robson, 2013; Sun m.fl., 2018). Känsligare artgrupper som exempelvis nattsländor (*Trichoptera*) och dagsländor (*Ephemeroptera*) saknas dock ofta (Mackintosh m.fl., 2015).

Artsammansättningen av makrovertebrater i en damm kan ge viktiga indikatorer på den ekologiska statusen. Att förstå vilka faktorer som driver abundansen av olika arter är därför mycket relevant för att kunna optimera dagvattendammar för högsta möjliga biologisk mångfald vid bibehållen primär funktion. Det har gjorts en del olika ansatser för att undersöka detta som pekar på vikten av bland annat

markanvändningen inom avrinningsområdet (Foltz & Dodson, 2009; Thornhill m.fl., 2017), dammens storlek och ålder (Briers, 2014; Hansson m.fl., 2005), vegetation i och runt dammen (Thornhill m.fl., 2017), strandlinjens komplexitet (Budweg, 2023; Gee m.fl., 1997; Hansson m.fl., 2005), konnektivitet (hur sammanlänkad en vattenförekomst är med andra vatten) (Gledhill m.fl., 2008), tungmetaller (Karouna-Renier & Sparling, 2001; Wik m.fl., 2008) och vattenkemi (Mackintosh m.fl., 2015). Foltz & Dodson (2009) studerade exempelvis sammansättningen av halvvingar (*Hemiptera*) i dagvattendammar och såg en signifikant skillnad i artsammansättningen mellan dammar med hög andel jordbruk och hög andel gräsmark i deras avrinningsområden. (Thornhill m.fl., 2017) såg även att i olika dammar hade de med högst artrikedom och bevarandevärde låg andel bebyggelse i närheten, mycket vegetation och mycket vatten i närheten, det vill säga hög ekologisk konnektivitet. Effekten av konduktivitet eller tungmetaller verkar vara svår att fastställa, för även om högre halter av exempelvis zink och koppar observerats i makrovertebrater i dammar som ligger i industriella områden verkar det varken ha en statistiskt signifikant toxisk effekt på evertebraterna och deras predatorer, eller påverkan på abundansen av evertebrater (Karouna-Renier & Sparling, 2001; Wik m.fl., 2008)

I detta arbete har jag tagit en multidimensionell ansats för att utforska vilka faktorer som påverkar art-

sammansättningen och biodiversiteten i dagvattendammar i södra Sverige. Bentiska makrovertebrater förekommer i sedimentet, vilket är den hårdast påverkade nischen i dammarna och kan därför förväntas spegla möjliga negativa effekter tydligast. Fåborstmaskar har av samma anledning använts för att bestämma kvaliteten på akvatiska habitat (Verdonschot, 2006), men jag valde att studera det bredare artsamhället för att kunna undersöka skillnader i respons från olika artgrupper. För att försöka utreda drivande faktorer av artsammansättningen i dammarna har bottendjurssamhällena analyserats, dels utifrån artrikedom och diversitetsindex, dels inom taxonomiska grupperingar, funktionella födogrupper och toleransnivå. Ett antal faktorer inom bland annat storlek, syresättning, konduktivitet, temperatur, vegetation och markanvändning runt dammarna har valts ut och använts som förklarande variabler i modeller. Som studieobjekt har 15 dagvattendammar i sydvästra Skåne använts. Dessa valdes ut med åtanke på att ha en bred representation av olika utformningar och belastningsgrader i samarbete med Staffanstorps kommun och VA SYD (vatten och avlopp i syd), VA-huvudmän med ansvar för anläggning och drift för anläggning och drift av dagvattendammar för Burlöv, Eslöv, Lomma, Lund, Malmö och Svedala. Data samlades in på dammarnas fysiska utformning och vattenkemi, markanvändning inom deras avrinningsområden och en buffertzon av en kilometer runt dammen (Oertli &

Parris, 2019) samt sedimentprover av föroreningar.

Den första hypotesen var att lågtoleranta arter exempelvis inom taxa *Ephemeroptera* och *Trichoptera* är mer abundanta i dagvattendammar som är relativt stora sett till avrinningsområdet, har hög syresättning och hög andel vatten i avrinningsområdet samt låg konduktivitet, turbiditet och låg andel bebyggd mark i avrinningsområdet. Tvärtemot förväntas dominansen av högtoleranta arter som exempelvis *Chironomidae* gynnas i dagvattendammar med motsatta värden på ovan nämnda variabler.

Den andra hypotesen är att den sammanlagda abundansen och diversiteten i dagvattendammarna drivs av faktorer som påverkar likadant oavsett artgruppering. Främst förväntas att dammens areal och flikighet har en positiv effekt och att konduktivitet har en negativ effekt.

Sammanfattningsvis förväntas högt belastade dammar som tar emot vatten från bebyggda områden, vägar och industri ha högre värden för konduktivitet och turbiditet. I dessa dammar där levnadsförhållandena är mer extrema förväntas lägre diversitet och abundans över lag, men dominans av några högtoleranta arter. I dammar som ligger i mer naturliga områden och har lägre belastning av föroreningar förväntas högre diversitet och abundans, framför allt av mer lågtoleranta artgrupper. Andelen skog eller naturliga områden runt dammen kan även bidra till

abundansen av insekter som spenderar sitt larvstadium i vatten men behöver terrestra miljöer i adult form.

Metod

I samarbete med VA SYD och Staffanstorps kommun valdes 15 dagvattendammar ut. För att skapa en gradient av möjliga belastningsgrader vad gäller föroreningar och näringsämnen har dammar valts ut som tar emot vatten från olika stora avrinningsområden med olika markanvändning (exempelvis naturlig mark, villaområden och industri). Vattenytorna i själva dammarna är under en hektar i areal (de flesta 0,1–0,3 ha). Fem av dammarna ligger i Staffanstorps kommun, de resterande tio är fördelade mellan Burlöv, Lomma, Lund, Malmö och Svedala kommuner (se Figur 2, Tabell 1). För nio av dammarna fanns data på olika substanser i sedimenten (prover tagna av VA SYD vid olika tidpunkter).

Tabell 1: Förkortning (ID) och kommun tillhörande dagvattendammarna

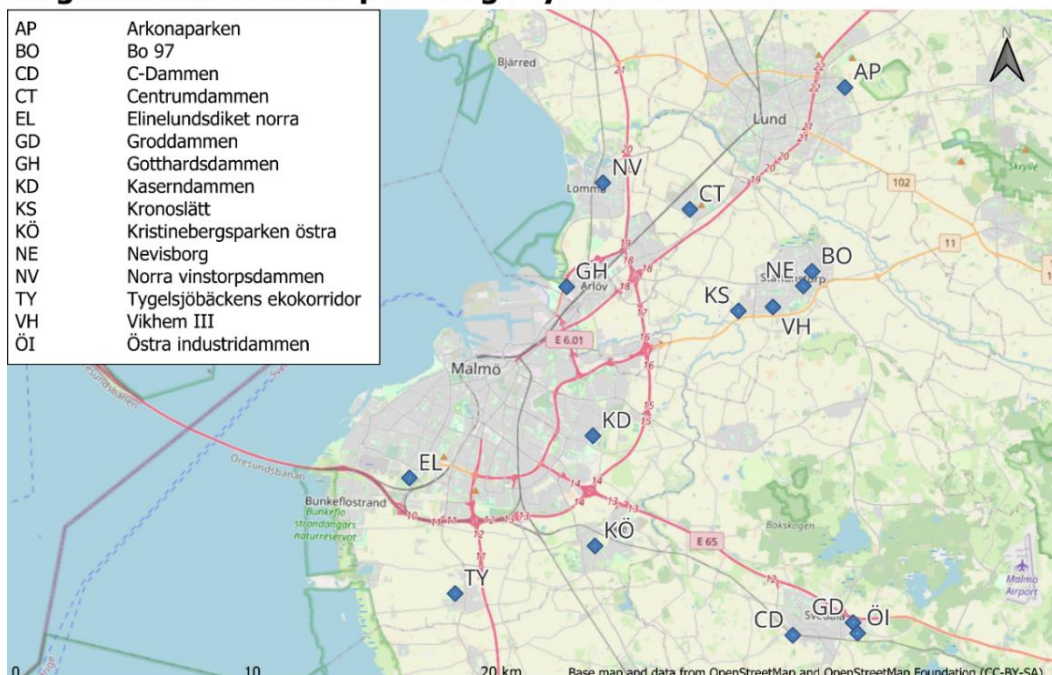
Damm	ID	Kommun
Arkonaparken	AP	Lund
Bo97	BO	Staffanstorp
C-dammen	CD	Svedala
Centrumdammen	CT	Staffanstorp
Elinelundsdiket norra	EL	Malmö
Groddammen	GD	Svedala
Gotthardsdammen	GH	Burlöv
Kaserndammen	KD	Malmö
Kronoslätt	KS	Staffanstorp
Kristinebergsparken Östra	KÖ	Malmö
Nevisborg	NE	Staffanstorp
Norra Vinstorpsdammen	NV	Lomma
Tygelsjöbäckens ekokorridor	TY	Malmö
Vikhem III	VH	Staffanstorp
Östra Industridammen	ÖI	Svedala

Dammarna låg i olika miljöer av bostadsområden, industri och parklandskap och varierade i ålder mellan 3 och 120+ år (Groddammen (GD) syns på häradsekonomska kartan från 1910–1915, (Lantmäteriet, 1913)).

Med hjälp av QGIS 3.40.7 bestämdes andelen av olika marktyper från Naturvårdsverkets Nationella Marktäckedata 2023 version 2.0. (Naturvårdsverket, 2025a) inom en buffertzona med en radie på en kilometer från dammen. Storleken av buffertzonen valdes i enlighet med Oertli och Parris (2019) som i deras litteraturstudie av biodiversitet i olika sorters dammar kom fram till att markanvändningen i en zon mellan 800–1800 meter runt var viktigast för sammansättningen av makrovertebrater. Även studien av Hassall och Anderson (2015) om diversitet av makrovertebrater i dagvattendammar jämfört med naturliga använde en kilometer som radie till buffertzonen.

För provtagningen av makrovertebrater användes "Artificial substrate traps" enligt Hill m.fl. (2005). Denna metod lämpar sig bäst för insamlandet av bentiska makrovertebrater och är mycket exakt, då substrat, tid och storlek på provtagningsområdet hålls identisk (Hill m.fl., 2005; Klemm m.fl., 1990). Detta gör det även lätt att jämföra provtagningar och beräkna densitet. I rinnande vatten använde Hilsenhoff (1969) sten som substrat och fällorna rekommenderades lämnas i vattnet minst 25 dagar för att etablera evertetratpopulationer. Quesada-Alvarado och Solano-Ulate (2020) observerade dock att fällor med organiskt material som löv och grenar attraherade makrovertebrater i högre abundans och diversitet. Phillips och Prestie (2017) poängterar vikten av att anpassa det artificiella materialet till miljön som ska studeras, då det annars kan bli en felaktig representation av

Dagvattendammarnas placering i sydvästra Skåne



Figur 2: Dammarnas placering i sydvästra Skåne

faunan. I kompromissen mellan material som passade de flesta dammar och var replikerbart togs inspiration från Wiig och Åsberg (2023) som använde en kombination av sten och halm. För tidsramen valdes åtta veckor med stöd av Hill m.fl. (2005) som rekommenderar att fällor ligger i vattnet minst sex veckor, Wiig och Åsberg (2023) som lämnade dem i åtta veckor och Klemm m.fl. (1990) som rekommenderar sex till åtta veckor för maximal kolonisering. I enhet med Klemm m.fl. (1990) lades fällorna på 0,3-1 meters djup där det fanns gott om solljus.

Fällorna konstruerades av plastlådor av dimensionen 20*25*10 centimeter (en fälla har arealen 0,05 m²). Hål med diametern 1,5 millimeter borrades i botten och två av sidorna (ca 0,9 hål per cm² och 900 hål per fälla) och fällorna fylldes först med ett ca 3 centimeter tjockt bottenlager av grus (ca 5–8 millimeter i diameter). Därefter fylldes fällan med löst packad halm som först hade blöttagts i minst en vecka för att minska flytkraften, vattnet byttes vid denna process ut regelbundet. Fällan täcktes med ett nät med två centimeter maskor för att hålla materialet på plats



Figur 3: Fälla med artificiellt substrat för insamlandet av koloniserande makrovertebrater

och lina med ett flöte fästes för att underlätta återfinnandet (se Figur 3). I varje damm placerades en fälla nära ett inlopp (vid flera inlopp användes det som tog emot vatten från störst avrinningsområde) och en nära utloppet. Alla fällor placerades mellan 1–3 meter från strandkanten på ett djup av 40–100 centimeter, och vid samma tillfälle mättes Secchi-djup och vattendjup.

Sedimenttypen som påträffades på platsen delades in på en skala från 1–4 där 1 motsvarar makadam, 2 mest sten och lite slam, 3 mest slam och lite sten och 4 motsvarar slam. Andelen vegetation i strandkanten och täckningsgraden av flytande vegetation och undervattensvegetation uppskattades i procent av dammytan.

Fällorna placerades ut mellan 12-05-2025 och 04-06-2025 och lämnades i åtta veckor innan de samlades in igen. Vid insamlandet lades allt material från fällorna i nätpåsar (<1 millimeter maskor) och frystes sedan in vid -20 °C. I nästa steg tinades påsarna upp, sköljdes noga för att få bort så mycket slam som möjligt, och makrovertebrater sorterades ut från halm och grus och konserverades i 70% etanol. Därefter identifierades individer till lägsta möjliga bestämningsnivå med hjälp av stereolupp och artnycklar (Engblom, 2022; Georg, 2000; Greenhalgh & Ovenden, 2007; Macadam & Bennett, 2010; Rinne & Wiberg-Larsen, 2017; Rowson m.fl., 2021; Wallace, 2006). Vertebraterna delades in i funktionella födogrupper och taxonomisk grupp med hjälp av SLU Artdatabanken (2026f) och i

hög- respektive lågtoleranta arter framför allt med Chessman (2001), Hallstan m.fl. (2020) och SLU Artdatabanken (2026f). De funktionella födogrupperna bestod av filtrerare, som får sin föda från det de filtrerar ut från vattnet, skrapare, som livnär sig på alger eller biofilm som de kan beta av, samlare, som äter små bitar av organiskt material, sönderdelare, som äter och finfördelar större bitar organiskt material, rovdjur, som livnär sig genom att döda och äta andra djur, och parasiter, som även livnär sig på andra djur men inte dödar dem. Den taxonomiska indelningen gjordes i grupperna *Acari* (kvalster; underklass), *Bivalvia* (musslor; klass), *Crustacea* (kräftdjur; underfylum), *Nematoda* (rundmaskar; fylum), *Gastropoda* (snäckor; klass), *Hirudinida* (iglar; underklass) och *Insecta* (egentliga insekter; klass). För toleransindelningen beaktades framför allt känslighet mot föroreningar, salt, syrebrist och eutrofiering. Evertebraterna delades in i två grupper baserat på denna information för att möjliggöra en stark statistisk analys. De arter som var otydliga att bestämma som hög- eller lågtoleranta utelämnades från indelningen (se Tabell A16 i appendixet).

Den 11-06-2025 och 12-06-2025 togs vattenprover i alla dammar för att få en ögonblicksbild av vattenkemin. Vid detta tillfälle mättes temperatur, pH, syrgasmättnad, turbiditet och konduktivitet vid inloppet och utloppet av varje damm, så nära fällorna som möjligt. För detta användes instrumenten: HANNA instruments 93703 Microprocessor

turbidity meter, HANNA instruments 8733 Conductivity meter, Eutech instruments waterproof pHTestr 30 (inklusive termometer) och OxyGuard Handy Polaris 2.

För den statistiska analysen användes R version 4.5.0 (R Core Team, 2025) genom RStudio (Posit Software, PBC, 2025), och kodningen assisterades av ChatGPT (OpenAI, 2025). Många av de förklarande variablerna som var tillgängliga för modellering av diversitet och art-sammansättning var korrelerade och mängden var för stor (18 fysiska faktorer, markanvändning i buffertzonen och 16 substanser från sedimentprover) för antalet dammar jag hade (15). För att hantera detta utfördes grupperade Principal Component Analyses (PCA) som en explorativ datareducerande teknik. PCA identifierar flera Principal Components (PCs) som representerar en viktad kombination av originalvariablerna och fångar en viktig axel av datavariansen. Den första PC:n förklarar den största mängden delad variation bland variablerna, och de efterföljande mindre och mindre. De variabler som bidrog liknande mycket (korrelerade) kunde reduceras och därmed underlätta den senare modelleringen.

Utöver artrikedom (Richness) beräknades även Pielou's evenness (J) som beskriver hur jämn fördelningen mellan arter är med $J = \frac{H'}{\ln(S)}$ där S är artrikedom. Shannon's diversitetsindex (H') är inkluderat i och ökar med evenness, väger sällsynta arter tyngre och beräknades som $H' = -\sum p_i \ln(p_i)$ där p_i

är den relativa abundansen för art i . Simpson's diversitetsindex (1-D) speglar dominans av vanliga arter mer än sällsynta och beräknades som $1 - \sum p_i^2$. För dessa beräkningar användes paketet *vegan* (Oksanen m.fl., 2025).

Samband mellan artrikedom och miljövariabler analyserades med en generaliserad linjär modell, separata modeller gjordes i liknande form för Shannon- och Simpsons diversitetsindex med linjära modeller. Valet mellan flera kandidatmodeller baserades på Akaikes' informationskriterie (AIC), korrigerad för låg provstorlek (paket *MuMIn* (Bartoń, 2025)). AIC används för att jämföra modeller och beskriver hur mycket relativ information som går förlorad, lägre värde innebär därmed en bättre modell. Har två modeller ett $\Delta AIC < 2$ ses de som statistiskt likvärdiga. När det fanns flera modeller som var statistiskt likvärdiga valdes modellen som exkluderade statistiskt icke signifikanta variabler. I fallet av modellen av drivare för Shannon's diversitetsindex så valdes modellen som inkluderade PC2 över varianten med andel vatten i avrinningsområdet (B_vatten) för att underlätta jämförelsen med modellen för drivare av Simpson's diversitetsindex. Abundans analyserades även separat med avseende på funktionella födogrupper, taxonomiska grupper och tolerans. För dessa analyser användes motsvarande modellstrategi och urval, men med mixed-effekt modeller som konstruerades med hjälp av paketen *lme4* (Bates m.fl., 2015) och *glmmTMB* (Brooks m.fl., 2017).

På grund av mängden olika variabler på olika skalor som ingick i modellerna skalades alla variabler genom att subtrahera medelvärdet och dela genom standardavvikelsen. Resultatet blir att nya medelvärdet är noll, och standardavvikelsen ett. Detta innebär att de skalade variablerna uttrycker hur långt ifrån genomsnittet datapunkten ligger i enheter om en standardavvikelse. Effektstorlekarna (β) som rapporteras är därför inte i originalenheter utan i enheter om en standardavvikelse, vilket underlättar jämförelsen av effektstorlekar mellan variabler på väldigt olika graderingar.

Resultat

Dagvattendammarna

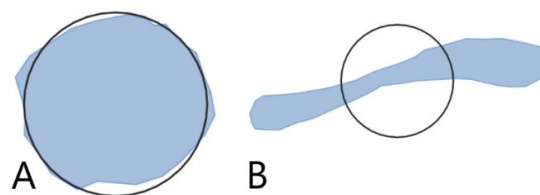
Av de 30 utplacerade fällorna återfanns alla utom Centrumdammens utloppsfälla (CD-U). Vegetationsmängden i dammarna varierade starkt. Vissa som exempelvis Gotthardsdammen (GH) var helt igenvuxen, medan exempelvis Arkonaparken (AP) var väldigt kal. Sedimentet var oftast makadam och fint slam blandat i olika grader och maxdjupet varierade mellan 50 och 250 cm. Storleken på avrinningsområdet varierade kraftigt, mellan 2,8–88 hektar och dominerades främst av villa-bebyggelse, även om industri och flerfamiljshus också förekom. Flikighet (F) beräknades för varje damm som

$$F = \frac{O}{2 \cdot \sqrt{A \cdot \pi}}, \text{ där } O \text{ är omkretsen och } A$$

Tabell 2: Uppdelningen av markanvändning i buffertzonen av varje damm i procent. Fetmarkering indikerar dominant markanvändning inom dammen

Damm	Skog	Öppen	Åker	Vatten	Anlagd
AP	16,6	24,5	36,8	0,3	21,9
BO	11,6	30,0	17,7	0,3	40,3
CD	11,1	27,1	37,1	0,7	24,0
CT	6,9	23,3	39,2	0,2	30,4
EL	12,5	41,1	11,7	0,6	34,2
GD	11,3	21,5	42,3	0,8	24,1
GH	10,8	39,7	3,7	6,5	39,2
KD	20,1	39,0	10,4	1,2	29,3
KS	5,8	19,4	57,4	1,5	15,9
KÖ	15,8	35,6	14,8	0,6	33,3
NE	14,1	35,9	10,5	0,3	39,2
NV	17,2	28,8	6,7	6,3	41,0
TY	6,4	22,7	50,9	0,2	19,6
VH	9,4	33,9	24,3	0,4	31,9
ÖI	10,7	17,0	53,2	1,5	17,5

motsvarar ytarealen. F beskriver alltså hur lik en cirkel dammen är. Ju närmare 1, desto rundare är dammen och ju högre desto mer komplex form. Dammarna som ingick i studien var relativt uniforma och värden varierade mellan 1,03 (Kaserndammen (KD)) och 1,88 (Vikhem III (VH)) (se Figur 4 och Tabell 10). Markanvändningen i buffertzonen dominerades i de flesta fall av åker, öppen eller anlagd mark (se Tabell 2). För Kronoslätt (KS), Tygelsjöbäckens ekokorridor (TY) och Östra industriadammen (ÖI) var andelen åker som högst, upp till 57%. Dammarna med högst andel anlagd mark var Bo97 (BO), Nevisborg (NE), Gotthardsdammen (GH) och Norra vinstorpsdammen (NV). Gotthardsdammen (GH) och Norra vinstorpsdammen (NV) låg inom en kilometer från havet, varför andelen vatten i deras buffertzoner är markant högre än för de andra dammarna.



Figur 4: A: Kaserndammen (KD) i jämförelse med en cirkel av samma areal ($F=1,03$). B: Vikhem III (VH) i jämförelse med en cirkel av samma areal ($F=1,88$).

Makrovertebraterna

Den dominerande taxonomiska gruppen var klassen egentliga insekter (*Insecta*) med totalt 2685 individer fördelade över 19 arter (se Tabell 3). Det absolut vanligaste taxonet inom klassen och näst vanligast totalt var larver av fjädermyggor, *Chironomus* spp., med 2161 individer. *Chironomus* hittades i alla dammar förutom en, och utgjorde 80% av alla individer inom klassen. Av de känsliga taxa *Trichoptera* och *Ephemeroptera* hittades 280 individer uppdelade på 10 arter. De flesta arter som påträffades i studien är vanligt förekommande, men nattsländan *Oecetis furva* som det hittades fem exemplar av i Kronoslätt (KS) bedöms vara ovanlig eller förbisedd då den endast har observerats i ett 20-tal lokaler i landet (SLU Artdatabanken, 2026l). Inom *Ephemeroptera* fanns det tre grupperingar av arter (a, b och c) som inte kunde bestämmas längre än till ordning

Tabell 3: Artfynden inom Insecta

Taxonomisk grupp	Art	Totalt antal	Antal dammar (av 15)	Procent av taxonomisk grupp
Insecta	<i>Chironomus</i>	2161	14	80,5
Insecta	<i>Tanytus</i>	188	13	7,0
Insecta (E ^a)	<i>Caenis</i>	167	5	6,2
Insecta (T ^b)	<i>Cyrnus trimaculatus</i>	47	3	1,8
Insecta	<i>Sialis</i>	32	7	1,2
Insecta (T)	<i>Ecnomus tenellus</i>	23	3	0,9
Insecta (E)	<i>Ephemeroptera</i> (a)	15	4	0,6
Insecta	<i>Diptera</i> (a)	13	4	0,5
Insecta (T)	<i>Cyrnus</i>	11	1	0,4
Insecta (E)	<i>Ephemeroptera</i> (b)	8	1	0,3
Insecta (T)	<i>Oecetis furva</i>	5	1	0,2
Insecta	<i>Zygoptera</i>	5	4	0,2
Insecta	<i>Haliphus</i>	3	2	0,1
Insecta (T)	<i>Oecetis ochracea</i>	2	1	0,1
Insecta	<i>Diptera</i> (b)	1	1	0,0
Insecta	<i>Diptera</i> (c)	1	1	0,0
Insecta (E)	<i>Ephemeroptera</i> (c)	1	1	0,0
Insecta	<i>Odonata</i>	1	1	0,0
Insecta (T)	<i>Phryganea bipunctata</i>	1	1	0,0

^aEphemeroptera. ^bTrichoptera

Tabell 4: Artfynd inom Acari, Bivalvia, Crustacea och Nematoda

Taxonomisk grupp	Art	Totalt antal	Antal dammar (av 15)	Procent av taxonomisk grupp
Acari	<i>Hydrodroma</i>	2	1	66,7
Acari	<i>Hydrachnidiae</i>	1	1	33,3
Bivalvia	<i>Sphaerium corneum</i>	16	2	61,5
Bivalvia	<i>Pisidium</i>	10	3	38,5
Crustacea	<i>Asellus aquaticus</i>	2469	12	96,3
Crustacea	<i>Gammarus pulex/lacustris</i>	88	5	3,4
Crustacea	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	7	1	0,3
Nematoda	<i>Nematoda</i>	30	8	100

(*Ephemeroptera*), men med säkerhet tillhörde åtminstone tre olika taxa. Samma gällde för *Diptera* spp. a), b) och c). Anledningen till osäkerheten var dels att individer var i kokonger, dels att de var i dåligt skick och saknade vissa bestämningskriterier.

Den mest abundanta arten fanns i underfylumet kräftdjur (*Crustacea*) där sötvattengråsuggan (*Asellus aquaticus*)

observerades med 2469 individer. Kräftdjur var dock bland de taxonomiska grupperna med färre antal arter. Förutom sötvattengråsuggan hittades även sötvattensmärla (*Gammarus pulex/lacustris*) och i en damm (Arkonaparken (AP)) även den invasiva signalkräftan (*Pacifastacus leniusculus*). Signalkräftan bedöms ha mycket hög risk för invasivitet då den bär på sjukdomen kräftpest som den inhemska flodkräftan är mycket

Tabell 5: Artfynd inom Gastropoda

Taxonomisk grupp	Art	Totalt antal	Antal dammar (av 15)	Procent av klass/underklass
Gastropoda	<i>Gyraulus albus</i>	1112	8	90,4
Gastropoda	<i>Bithynia tentaculata</i>	48	3	3,9
Gastropoda	<i>Hippeutis complanatus</i>	37	7	3,0
Gastropoda	<i>Ampullaceana balthica</i>	11	4	0,9
Gastropoda	<i>Physella acuta</i>	9	5	0,7
Gastropoda	<i>Anisus vortex</i>	4	2	0,3
Gastropoda	<i>Planorbarius corneus</i>	3	1	0,2
Gastropoda	<i>Radix auricularia</i>	2	2	0,2
Gastropoda	<i>Acroloxus lacustris</i>	1	1	0,1
Gastropoda	<i>Gyraulus crista</i>	1	1	0,1
Gastropoda	<i>Stagnicola palustris</i>	1	1	0,1
Gastropoda	<i>Valvata piscinalis</i>	1	1	0,1

Tabell 6: Artfynd inom Hirudinida

Taxonomisk grupp	Art	Totalt antal	Antal dammar (av 15)	Procent av klass/underklass
Hirudinida	<i>Helobdella stagnalis</i>	445	12	61,9
Hirudinida	<i>Erpobdella testacea</i>	80	10	11,1
Hirudinida	<i>Theromyzon tessulatum</i>	78	4	10,8
Hirudinida	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	62	5	8,6
Hirudinida	<i>Erpobdella octoculata</i>	38	8	5,3
Hirudinida	<i>Glossiphonia complanata</i>	12	4	1,7
Hirudinida	<i>Hemiclepsis marginata</i>	4	3	0,6

känslig för (SLU Artdatabanken, 2026p). Inom klassen musslor (*Bivalvia*) påträffades två taxa: *Pisidium* spp. (10 individer) och *Sphaerium corneum* (16 individer). Även 30 svårbestämda maskar inom rundmaskar (*Nematoda*) och ett fåtal vattenkvalster (*Acari*) hittades (se Tabell 4).

Snäckor (*Gastropoda*) representerades av 12 arter och var den tredje mest abundanta klassen (1230 individer totalt), men 90% av dessa bestod av ljus skivsnäcka (*Gyraulus albus*) (se Tabell 5). De flesta av dessa (943 individer) kom dessutom från en fälla (se bifogat appendix 2), dammen Nevisborgs

inloppsfälla (NE-I) och majoriteten var juveniler. Sannolikt hade en äggsamling kläckts i fällan. Vid de flesta andra fynd av arten var individantalet under 15. Sydeuropeisk blåssnäcka (*Physella acuta*) som förekom i fem dammar (totalt 9 individer), är också en invasiv art men bedöms till skillnad från signalkräftan att utgöra en relativt låg risk (SLU Artdatabanken, 2026t).

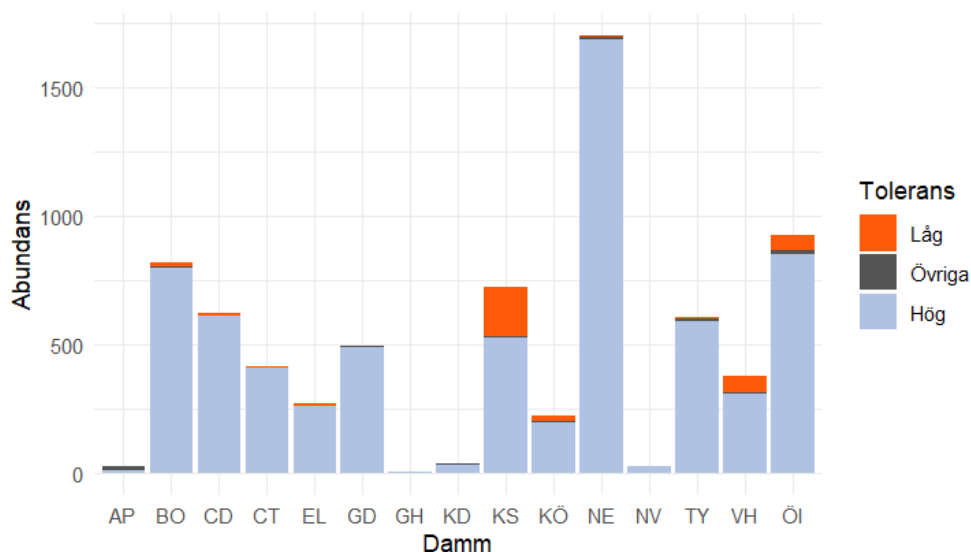
Av underklassen iglar (*Hirudinida*) fanns det sju arter och totalt 719 individer. Fördelningen var något jämnare än bland snäckor eller insekter, men *Helobdella stagnalis* var ändå den klart vanligaste med 445 individer och 62% av gruppen

(se Tabell 6). Andigeln (*Theromyzon tessulatum*) hade tredje mest antal individer i gruppen, men 67 av dessa kom från en fälla (Kristinebergsparken östras utlopp (KÖ-U), se appendix 2) och bestod av en vuxen som troligen bar på en samling juveniler.

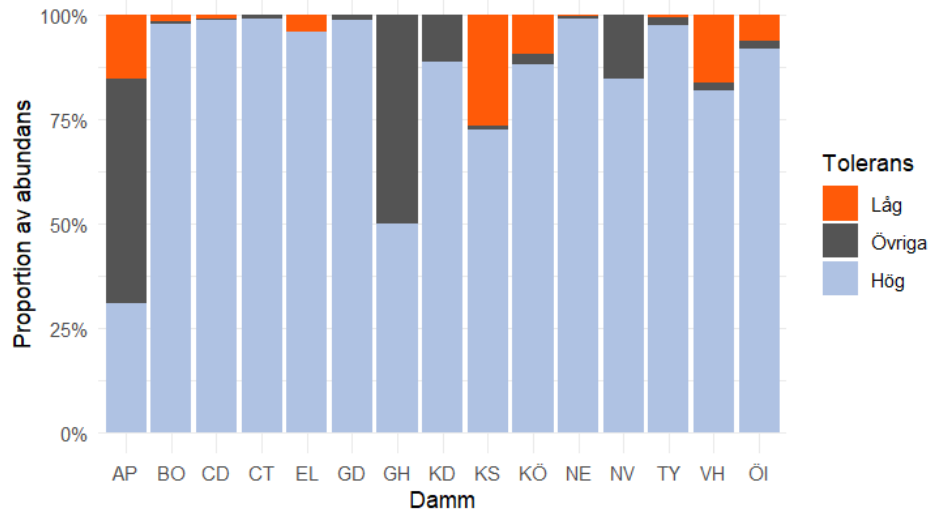
Totalt hittades 46 bestämbara taxa och 7257 individer. Flest arter fanns inom insekter och snäckor, och endast 6 arter hade över 100 individer totalt. 17 arter hade mellan 10–100 individer och de flesta (25 arter) hade under 10 observerade individer totalt. Fördelningen visar alltså att några arter var väldigt vanliga och utgjorde majoriteten av fynd, medan de flesta arter endast hittades ett fåtal gånger i små mängder.

Av de 46 funna arterna kategoriserades 23 som högtoleranta och 14 som

lågtoleranta. 9 arter utelämnades från kategoriseringen på grund av otillräcklig information eller stor artgrupp (exempelvis *Diptera*). Högtoleranta arter utgjorde nästan alltid den klara majoriteten av abundansen i dammarna, men intressant nog verkar det inte ha funnits ett samband mellan andelen lågtoleranta arter och total abundans (se Figur 5). I en av dammarna med lägst abundans (Arkonaparken (AP)) fanns det ändå en relativt hög andel lågtoleranta arter (se Figur 6). Dammen med allra högst andel lågtoleranta arter var Kronoslätt (KS). Nevisborg (NE) hade absolut högst abundans (943 av dessa var dock ljus skivsnäcka (*G. albus*), men däremot en väldigt låg andel lågtoleranta arter. Gotthardsdammen (GH) och Arkonaparken (AP) hade högst andelar makrovertebrater i kategorin ”övriga”, men även väldigt låg total abundans.



Figur 5: Total observerad abundans inom varje damm uppdelad i andel hög- respektive lågtoleranta individer samt ej kategoriserade (övriga).



Figur 6: Proportion av den totala observerade abundansen för varje damm inom hög- respektive lågtoleranta samt ej kategoriserade (övriga).

Variabelreducering genom PCA

För att minska antalet variabler för framtida analyser gjordes först PCAer i fyra grupperingar av variabler. Den första grupperingen var för fysiska faktorer och antalet variabler reducerades här från 19 till 9 (se Tabell 7). För en komplett tabell med 'loadings' för PCAn, se Tabell A14 i appendixet. Urvalet skedde främst med avseende till korrelation (liknande värde och riktning i 'loadings'), men också gruppering av kategorier. Så förenklades exempelvis sedimenttyperna till 1 (stenigt) och 4 (slam). Även flytande vegetation, strandvegetation och undervattensvegetation kombinerades till total vegetation. Den sistnämnda korrelerade dock mycket med storleken på avrinningsområdet, vegetation exkluderades därför helt. Även djup och temperatur samt pH och syresättning korrelerade, så syresättning och temperatur valdes att behållas. Turbiditet, Secchi-djup och sedimenttyperna korrelerade alla, så sedimenttyperna valdes att behållas.

Kvoten mellan avrinningsområdets storlek och dammvolymen är direkt beräknat från ursprungsvariablerna och för att undvika korrelation inkluderades dessa variabler aldrig i samma modell.

PCAn för avrinningsområdenas markanvändning gav inga statistiskt användbara resultat eftersom antalet dammar var för få för antalet kategorier. För varje damm fanns det ett eller två beskrivande ord för att beskriva markanvändningen så i vissa kategorier fanns bara en eller två datapunkter, vilket var för lite för att kunna genomföra analysen.

Buffertområdets markanvändning baserades till skillnad från avrinningsområdets på marktäckedata som möjliggjorde beräkning av exakta andelar markanvändning av varje kategori inom den bestämda zonen. Här gjordes reduceringen av kategorier baserat på den hierarkiska klassindelningen som beskrivs i

Full uppsättning av variabler		Variabler efter PCA	
- Sedimenttyp 1	- Strandvegetation	- Sedimenttyp 1	
- Sedimenttyp 2	- Undervattensvegetati	- Sedimenttyp 4	
- Sedimenttyp 3	on	- Temperatur	
- Sedimenttyp 4	- Total vegetation	- Syresättning	
- Djup	- Area	- Konduktivitet	
- Secchi-djup	- Flikighet	- Flikighet	
- Temperatur	- Ålder	- Area	
- pH	- Storlek på	- Ålder	
- Turbiditet	avrinningsområde	- Storlek på avrinningsområde	
- Konduktivitet	- Avrinningsområde/	- Avrinningsområde/	
- Syresättning	dammvolym	Dammvolym ELLER	
- Flytande vegetation		Avrinningsområde + Area	

Tabell 7: Variabelreducering av dammarnas fysiska faktorer genom PCA

naturvårdsverkets produktbeskrivning för nationella marktäckedatan (NMD) (Naturvårdsverket, 2025a). Detta eftersom de 47 kategorier från rådatan är inbäddade i övergripande kategorier och därmed högt korrelerade med varandra. De fem kategorier i den sista PCAn är de sex grövsta indelningar som används i NMD, men NMDs indelningar "öppen våtmark" och "andra vattenförekomster" har här kombinerats till "vatten". Detta eftersom strandpartier ofta klassas som våtmark i NMD och därför även är korrelerade med andra vattenförekomster. I senare analyser har dels dessa fem markanvändningskategorier, dels de första två PCs använts för att representera markanvändningen i buffertzonen. Den första axeln (PC1) förklarade det mesta av variationen bland variablerna (Proportion of variance = 63%) och representerar låg andel åkermark och hög andel anlagd och öppen mark i buffertzonen. Detta kan utläsas från Tabell 8, där de högsta 'loadings' för PC1 är åkermark (-0,56), öppen mark (+0,51) och anlagd mark (+0,50). Den andra axeln (PC2) förklarade

en mindre, men fortfarande substantiell del av variansen (Proportion of variance = 21%) och representerar framför allt en mycket låg andel vatten i buffertzonen. Detta då vatten har den högsta 'loading' och är i negativ riktning (-0,93). Tillsammans förklarar dessa två PCs 83% av variansen inom markanvändningskategorierna (Cumulative proportion (PC1 + PC2) = 0,83).

För att fastställa hur väl konduktivitet kan användas som prediktor på halter av metaller och organiska föreningar gjordes en PCA på data från sedimentprovtagningar som fanns tillgänglig för nio dammar. Vilka substanser som analyserades i sedimentprovtagningarna varierade något och substanserna var mycket talrika. För att underlätta analysen reducerades antalet substanser som ingick i analysen redan innan PCAn till de 16 i Tabell 9. Urvalet baserades på vilka substanser som i något av proverna hade överstigit gränsvärden för mycket känslig mark-användning samt summeringar av vissa grupper (alifater, aromater, PAH, PCB7). Motiveringen är att dessa

substanser på grund av haltöverskridandet borde uppvisa effekter på artdiversitet och sammansättning om sådana finns.

För att testa hur väl konduktivitet korrelerar och därmed kan användas som proxy för substanserna gjordes parvisa Pearson's korrelationstest mellan konduktivitet och substanserna. Resultatet var att endast halterna av två substanser – kobolt och nickel – signifikant korrelerade med konduktivitet ($p=0,04$ respektive $p=0,04$) men dessa hade starka samband (0,69 respektive 0,70) (se Tabell 9).

PAH (polycykliska aromatiska kolväten) korrelerade också starkt, men denna trend var endast nästan signifikant ($p=0,08$). Första axeln i PCAn var väldigt

jämnt fördelad för alla substanser med positiva värden runt 0,1–0,3 och förklarade 59,4% av variationen (se Tabell A15 i appendixet). Korrelationen mellan konduktivitet och första axeln var måttligt hög (0,47), så för att förenkla framtida analyser valdes att ta konduktivitet som proxy för de andra föroreningarna.

Variabler som användes till modelleringen av drivare för diversitet och artsammansättning blev sedimenttyp, temperatur, konduktivitet, syresättning, area, ålder, storlek på avrinningsområdet (se Tabell 10) och markanvändningen inom buffertområdet (se Tabell 2) respektive resultaten av PCAn därav (se Tabell 8).

Tabell 8: PC1 och PC2 av PCAn för markanvändning i buffertzonerna

Kategori	PC1	PC2
Åkermark	-0,56	0,05
Vatten	0,13	-0,93
Skog	0,39	0,28
Öppen mark	0,51	0,19
Anlagd mark	0,50	-0,12
<i>Importance of components:</i>		
Standard deviation	1,77	1,02
Proportion of Variance	0,63	0,21
Cumulative Proportion	0,63	0,83

Tabell 9: Korrelation av föroreningssubstanser med konduktivitet. * indikerar statistisk signifikans ($p < 0,05$), ´ indikerar närhet till signifikans ($p < 0,1$).

Substans	Korrelation med konduktivitet	p-värde
Alifater >C16-C35	0,03	0,94
Aromater >C10-C16	0,28	0,46
Arsenik, As	0,19	0,62
Barium, Ba	0,33	0,39
Bensen	0,36	0,34
Bly, Pb	0,49	0,18
Kadmium, Cd	-0,37	0,33

Kobolt	0,69	0,04 *
Koppar, Cu	0,36	0,34
Krom, Cr	0,54	0,13
Kvicksilver, Hg	0,18	0,65
Nickel, Ni	0,70	0,04 *
Summa PAH Hög	0,62	0,08 '
Summa PAH Medel	0,61	0,08 '
Summa PCB7	-0,02	0,95
Zink, Zn	0,37	0,33

Tabell 10: Variabler som användes i senare modellering

Damm	Fälla	Sedimenttyp	Temperatur (°C)	Konduktivitet (μS)	Flikighet	Syresättning (%)	Area (m2)	Ålder (År)	Avrinnings- område(ha)	Avrinnings- område/ Dammvolym
AP	I 3		16,5	373	1,1	87	1671	19	4	0,3
AP	U 3		17	437	1,1	86	1671	19	4	0,3
BO	I 2		23,5	855	1,7	96	2101	28	7	0,2
BO	U 2		22	753	1,7	131	2101	28	7	0,2
CD	I 3		20,5	436	1,7	58	4443	24	36	0,5
CD	U 3		19,2	447	1,7	55	4443	24	36	0,5
CT	I 2		19	615	1,5	94	1019	31	8	0,6
EL	I 4		22,5	474	1,5	52	4072	24	88	3,6
EL	U 4		20,5	356	1,5	87	4072	24	88	3,6
GD	I 4		22	380	1,8	45	4745	100	9	0,1
GD	U 4		23,2	424	1,8	35	4745	100	9	0,1
GH	I 2		17	41	1,5	70	730	20	3	0,7
GH	U 2		15,7	63	1,5	38	730	20	3	0,7
KD	I 3		19	312	1,0	76	296	33	9	5,4
KD	U 3		23	203	1,0	283	296	33	9	5,4
KS	I 1		19,5	327	1,1	67	7705	3	70	0,7
KS	U 1		21,5	351	1,1	126	7705	3	70	0,7
KÖ	I 3		23,5	310	1,2	63	3142	18	8	0,1
KÖ	U 3		22	383	1,2	79	3142	18	8	0,1
NE	I 2		23	339	1,5	173	2619	74	62	4,8
NE	U 2		23	273	1,5	213	2619	74	62	4,8
NV	I 4		14,5	110	1,6	14	1288	33	3	0,3
NV	U 4		15,5	116	1,6	7	1288	33	3	0,3
TY	I 2		20	361	1,2	86	2967	19	9	0,3
TY	U 2		20	362	1,2	88	2967	19	9	0,3
VH	I 1		24,4	492	1,9	88	1611	11	31	1,4
VH	U 1		21,5	495	1,9	85	1611	11	31	1,4
ÖI	I 2		22	412	1,4	96	5244	12	13	0,1
ÖI	U 2		22,5	417	1,4	96	5244	12	13	0,1

Diversitetsindex

Dammen med högst artrikedom var Östra industridammen (ÖI) ($S_{(ÖI)} = 20$), men de flesta av de i dammen observerade arterna kom från inloppsfällan ($S_{(ÖI-I)} = 17$) (se Tabell 11). Även Kronoslätt (KS), Kristinebergsparken östra (KÖ) och Nevisborg (NE) hade höga artantal ($S_{(KS)} = 19$; $S_{(KÖ)} = 17$; $S_{(NE)} = 17$). Dammarna med lägst artrikedom var Gotthardsdammen (GH) som bara hade två arter totalt, Norra vinstorpsdammen (NV) med fyra arter och Arkonaparken (AP) med fem arter. Vissa av dammarna hade väldigt liknande artsammansättning i de två fällorna, vilket exempelvis syns för Arkonaparken (AP), Centrumdammen (CD) eller Tygelsjöbäckens ekokorridor (TY) där det endast finns en respektive två unika arter per fälla. Andra dammar visade stora skillnader mellan in- och utloppsfälla, men för dessa dammar var även det totala antalet arter och abundansen mycket låg (se Gotthardsdammen (GH) och Norra vinstorpsdammen (NV)).

För Shannon's diversitetsindex var den mest diversa dammen Kaserndammen (KD) ($H'_{(KD)} = 2,12$), dock var den enskilda fällan med högst diversitet utloppsfällan från Kronoslätt (KS) ($H'_{(KS-U)} = 2,04$). Simpson's diversitetsindex lägger mer vikt på dominerande arter och de högsta värdena fanns även här i Kaserndammen (KD) ($1-D_{(KD)} = 0,85$). På fällnivå var det dock Kaserndammens utloppsfälla (KD-U) som hade högst index ($1-D_{(KD-U)} = 0,83$), nära följt av Kronoslätts (KS) och

Nevisborgs (NE) utloppsfällor ($1-D_{(KS-U)} = 0,80$; $1-D_{(NE-U)} = 0,80$)

Några av de lägsta värdena beräknades som förväntat för dammarna med lägst artrikedom (Gotthardsdammen (GH), Norra vinstorpsdammen (NV)), men några dammar med hög artrikedom hade oväntat låga värden för diversitetsindexen. Exempelvis hade Östra industridammen (ÖI) $H'_{(ÖI)} = 1,10$ och $(1-D)_{(ÖI)} = 0,44$. Därav kan man anta att någon eller några arter dominerade i antal, vilket genom rådata (se bifogat appendix 2) bekräftas vara sötvattengråsuggan (*A. aquaticus*).

Även Tygelsjöbäckens eko-korridor (TY) hade anmärkningsvärda låga diversitetsindex för 10 arter; $H'_{(TY)} = 0,86$ och $(1-D)_{(TY)} = 0,36$. Bland fällorna var även Tygelsjöbäckens ekokorridors utloppsfälla (TY-U) den med totalt lägst diversitet både sett till Shannon och Simpson ($H'_{(TY-U)} = 0,37$; $1-D_{(TY-U)} = 0,13$), bortsett från Gotthards-dammen (GH) som endast hade en art i vardera fälla och därmed noll diversitet. Tygelsjöbäckens ekokorridor (TY) visade en stark dominans av fjädermyggslarver (*Chironomus*) som förklarade den låga diversiteten. Det höga antalet individer av bland annat sötvatten-gråsuggor (*A. aquaticus*) i dammens inloppsfälla vägde dock upp diversiteten något där jämfört med utloppsfällan. I utloppsfällan var alla andra arter under 10 i antal, medan det fanns 251 fjädermyggslarver (*Chironomus*). Fördelningen av antalet individer per observerad art kallas för

Evenness (J). I dammar med en stark dominans av endast en eller ett fåtal arter är Evenness låg (lägst i TY-U). I dammar med en någorlunda jämn fördelning av individantalet över arterna är Evenness hög, som till exempel i

Kaserndammen (KD), där det för alla arter fanns som mest åtta individer. Extremfallet var återigen Gotthardsdammen (GH) som hade exakt en individ av varje art och därmed $J=1$ på dammnivå.

Tabell 11: Artrikedom, diversitetsindex och evenness för varje fålla (höger sida) och sammanlagt för varje damm (vänster sida)

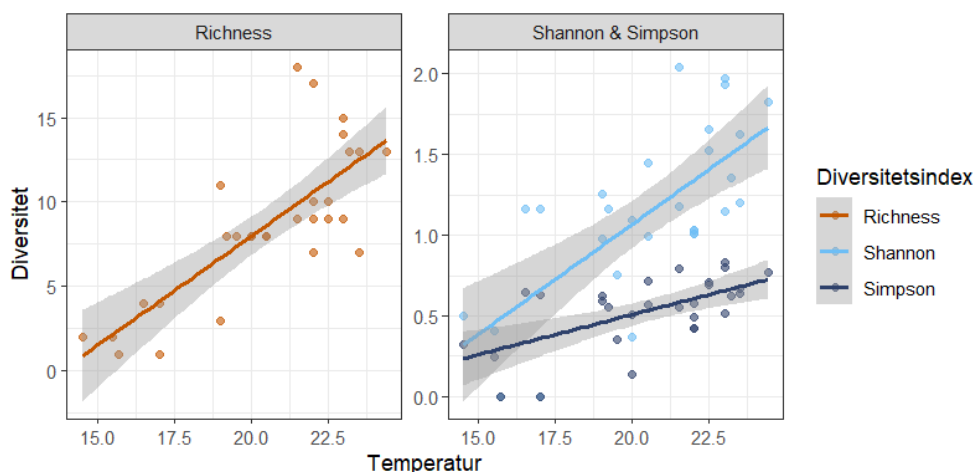
Damm	Richness (S)	Shannon (H')	Simpson (1-D)	Evenness (J)	Fålla	Richness (S)	Shannon (H')	Simpson (1-D)	Evenness (J)
AP	5	1,2	0,7	0,8	I	4	1,2	0,6	0,8
					U	4	1,2	0,6	0,8
BO	12	1,2	0,6	0,5	I	7	1,2	0,6	0,6
					U	10	1,0	0,5	0,5
CD	10	1,1	0,6	0,5	I	8	1,0	0,6	0,5
					U	8	1,2	0,6	0,6
CT	11	1,3	0,6	0,5	I	11	1,3	0,6	0,5
					U	-	-	-	-
EL	14	1,6	0,8	0,6	I	10	1,5	0,7	0,7
					U	8	1,5	0,7	0,7
GD	15	1,2	0,6	0,5	I	7	1,0	0,6	0,5
					U	13	1,4	0,6	0,5
GH	2	0,7	0,5	1,0	I	1	0,0	0,0	0,0
					U	1	0,0	0,0	0,0
KD	11	2,1	0,9	0,9	I	3	1,0	0,6	0,9
					U	9	2,0	0,8	0,9
KS	19	1,6	0,7	0,6	I	8	0,8	0,4	0,4
					U	18	2,0	0,8	0,7
KÖ	17	1,9	0,8	0,7	I	13	1,6	0,7	0,6
					U	9	1,0	0,4	0,5
NE	17	1,4	0,6	0,5	I	14	1,2	0,5	0,4
					U	15	1,9	0,8	0,7
NV	4	0,9	0,5	0,7	I	2	0,5	0,3	0,7
					U	2	0,4	0,2	0,6
TY	10	0,9	0,4	0,4	I	8	1,1	0,5	0,5
					U	8	0,4	0,1	0,2
VH	16	1,9	0,8	0,7	I	13	1,8	0,8	0,7
					U	9	1,2	0,6	0,5
ÖI	20	1,1	0,4	0,4	I	17	1,0	0,4	0,4
					U	9	1,7	0,7	0,8

Richness

För att analysera drivare av artrikedom anpassades en modell med temperatur, syresättning, avrinningsområde, PC1 och PC2 med poisson-fördelning och log-länkfunktion. Residual deviance=13,69 (df=23) och AIC=136,17. Modeller med enskilda kategorier för buffertzonen togs med i jämförelsen men valdes bort baserat på AICc. Samma sak gällde för inkluderingen av damm respektive fälla som random effekt. Det fanns alltså inga signifikanta skillnader i artrikedom som bara kunde förklaras av att det var olika dammar eller mellan inlopp respektive utlopp. Den starkaste drivaren för artrikedom var temperatur som påverkade positivt ($\beta=0,43$; $p<0,001$) (se Figur 7). Även storleken på avrinningsområdet hade en positiv effekt ($\beta=0,15$; $p=0,03$), medan PC1 (låg andel åkermark, hög andel öppen mark och anlagd mark) hade en negativ effekt på artrikedomen ($\beta= - 0,23$; $p<0,001$). För komplett modell och koefficienttabell, se Tabell A1 i appendixet, och för jämförelse av modeller baserat på AICc, se Tabell A2.

Shannon

För analysen av drivare av Shannons' diversitetsindex anpassades en linjär modell som inkluderade temperatur och PC2 som prediktorer. Modellen förklarade 54% av variansen i diversitet (justerat $R^2=0,54$; $F_{(2, 26)}=17,45$; $p<0,001$). Som för artrikedom testades modeller som inkluderade damm och fälla, men inget statistiskt stöd fanns för dessa effekter. Modeller med enskilda kategorier för markanvändning i buffertzonen testades också. Statistiskt kunde den valda modellen inte skiljas från en likadan modell som använde andel vatten i buffertzonen i stället för PC2. Då resultaten var jämnvärdiga valdes denna modell för en enklare jämförelse med Simpson-modellen. Både temperatur och PC2 hade en positiv effekt på diversitetsindexet ($\beta=0,28$; $p=0,002$ respektive $\beta=0,17$; $p=0,042$) (se Figur 7). För komplett modell och koefficienttabell, se Tabell A3 i appendixet och för jämförelse av modeller baserat på AICc, se Tabell A4.



Figur 7: Modellerad respons av artrikedom (richness) och Shannon's och Simpson's diversitetsindex per fälla mot temperatur.

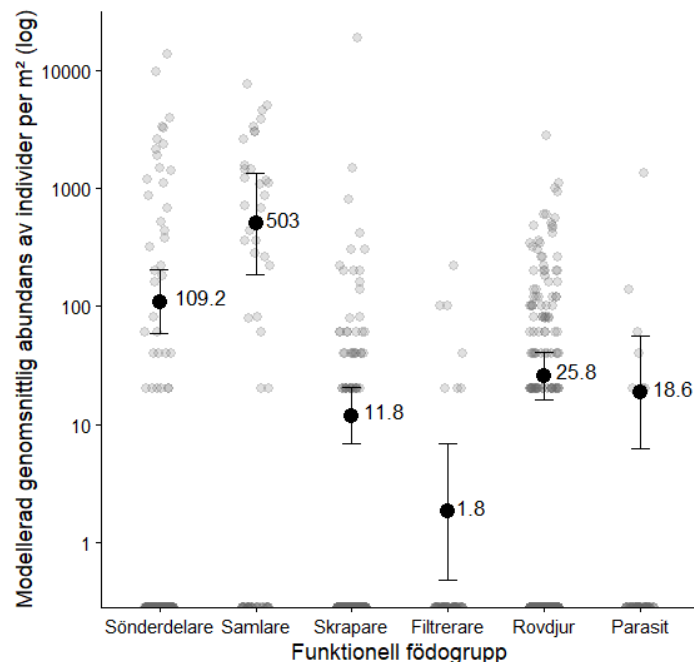
Simpson

Även för analysen av drivare av Simpsons' diversitetsindex anpassades en linjär modell, denna inkluderade endast temperatur och PC2 som förklarande variabler. Denna modell förklarade 53,42% av variansen i diversitet (justerat $R^2=0,53$; $F_{(2, 26)}=17,05$; $p < 0,001$). Som för artrikedom och Shannons' diversitetsindex testades modeller som inkluderade damm och fälla, men inget statistiskt stöd fanns för dessa effekter här heller. Modeller med enskilda kategorier för markanvändning i buffertzonen testades också, men den med resultaten från PCAn hade här lägst AIC och valdes därför. Temperatur hade återigen en positiv effekt (se Figur 7), men inte lika stark som för de andra två diversitetsmåten ($\beta=0,07$; $p=0,044$). PC2 hade också en positiv effekt ($\beta=0,12$; $p=0,002$), vilket motsvarar samma trend som i modellen för Shannons' diversitetsindex. PC2 motsvarar mycket låg andel vatten i buffertzonen, så att denna påverkar diversiteten positivt var något oväntat. För komplett modell och koefficienttabell, se Tabell A5 i appendixet och för jämförelse av modeller baserat på AICc, se Tabell A6.

Funktionella födogrupper

Vilka faktorer som driver abundans analyserades med hänsyn till funktionella födogrupper (FFG) med hjälp av en generaliserad linjär mixed modell som anpassades med negativ binomial fördelning och log-länkfunktion. Interaktionsterm mellan FFG och åkermark inkluderades, samt

konduktivitet, temperatur, anlagd mark och andel vatten i buffertzonen, utan interaktioner. Damm inkluderades som random effekt och förklarade själv ca 3 % av variansen i abundans (Conditional R^2 : 0,63; Marginal R^2 : 0,60). Antal observationer var 1103, AIC var 2616,6 och dispersion parameter 0,078. Temperatur hade en stark positiv effekt ($\beta=0,85$; $p < 0,001$), vilket även andelen anlagd mark ($\beta=0,27$; $p < 0,001$) och åkermark ($\beta=0,15$; $p < 0,001$) i buffertzonen hade. Andelen vatten i buffertzonen hade dock en negativ påverkan på abundansen ($\beta= -0,53$; $p=0,007$). Av interaktionstermerna var endast den mellan skrapare och åkermark signifikant ($\beta= -0,06$; $p=0,038$), men termen mellan parasiter och åkermark var nästintill signifikant ($\beta= -0,07$; $p=0,055$). Åker hade utan avseende till FFG en positiv effekt på abundansen ($\beta=0,15$; $p < 0,001$), men hos skrapare och eventuellt parasiter är den effekten däremot något svagare. Den modellerade genomsnittliga abundansen av grupperna per kvadratmeter visade att samlare var mest abundanta, tätt följt av sönderdelare. Filtrerare utgjorde den minsta gruppen, och skrapare, rovdjur och parasiter låg i mitten. Samlares abundans var statistiskt skild från alla andra grupper utom sönderdelare, medan filtrerare inte kunde skiljas statistiskt från skrapare eller parasiter, men alla andra grupper (se Figur 8). För komplett modell och koefficienttabell, se Tabell A7 i appendixet och för jämförelse av modeller baserat på AICc, se Tabell A8.

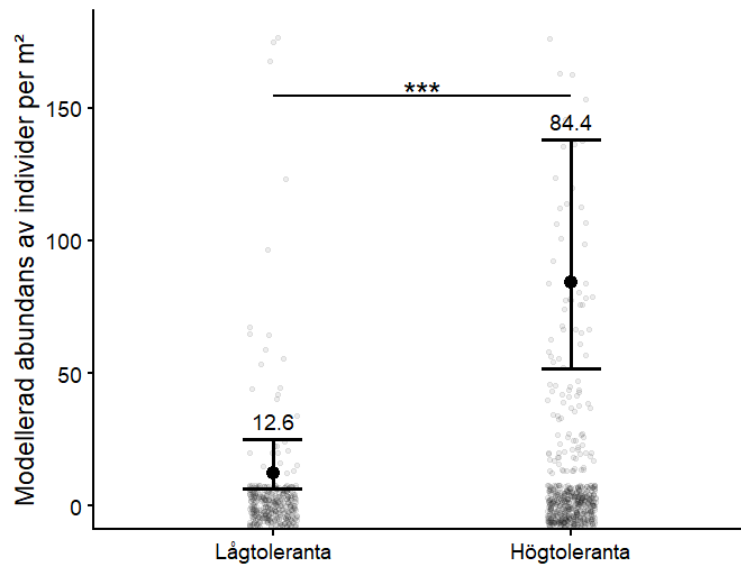


Figur 8: Modellerad genomsnittlig abundans av individer per m² för varje funktionell födo-grupp. Genomsnitt över B_Åker. Y-axeln är på log₁₀-skala för visualisering trots outliers. Rådata visas som punkter bakom modellerade genomsnitt.

Taxonomisk indelning

Drivare av abundans analyserades även med avseende på taxonomisk indelning med en generaliserad linjär modell med negativ binomialfördelning och log-länkfunktion. Modellen inkluderade interaktionstermer mellan klass och andel vatten i buffertzonen och klass och andel åker. Andel anlagd mark, sediment 1, syresättning, konduktivitet, temperatur, ålder och avrinningsområde/volum inkluderades utan interaktionstermer. Antal observationer var 1271, AIC var 2901,5 och dispersion parameter 0,067. Varken damm eller fälla (inlopp/utlopp) hade en statistisk påverkan på den taxonomiska abundansen, och modeller som inkluderade dessa valdes bort baserat på

AIC. Temperatur och avrinningsområde/dammvolum hade starka positiva effekter ($\beta=0,95$; $p < 0,001$ respektive $\beta=0,79$; $p=0,001$) och konduktivitet en stark negativ effekt ($\beta= -0,82$; $p =0,013$). Även höga andelar av åkermark och anlagd mark i buffertzonen hade positiva effekter på abundansen ($\beta=0,20$; $p < 0,001$ respektive $\beta=0,38$; $p < 0,001$). Trots att den bästa modellen inkluderade interaktionstermer mellan klass och vatten och klass och åkermark så var inga av interaktionstermerna signifikanta ($p > 0,05$). För komplett modell och koefficienttabell, se Tabell A9 i appendixet och för jämförelse av modeller baserat på AICc, se Tabell A10.

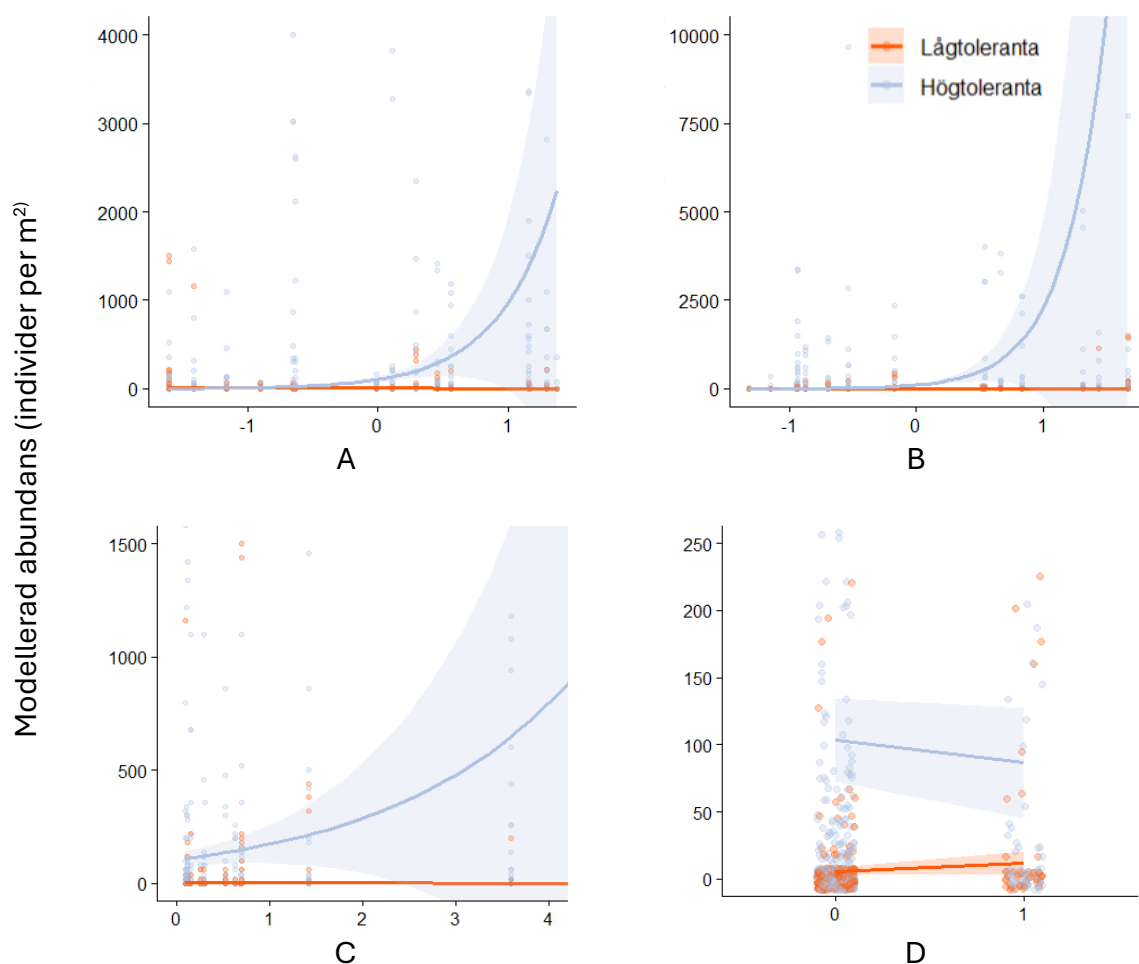


Figur 9: Modellerad genomsnittlig abundans per kvadratmeter av låg- respektive högtoleranta individer. Genomsnitt visas med 95%konfidensintervall. *** indikerar statistisk signifikant skillnad mellan grupperna ($p < 0,001$).

Tolerans

För att analysera om det fanns några skillnader i drivare av abundans mellan hög- och lågtoleranta arter anpassades en generaliserad linjär modell med negativ binomialfördelning och log-länkfunktion. Interaktionseffekter inkluderades mellan toleransgrupp och sediment, avrinningsområde/volym, anlagd mark och åkermark i buffertzonen. Temperatur inkluderades utan interaktionsterm. Antal observationer var 1045, AIC var 2523,9 och dispersion parameter var 0,069. För komplett modell och koefficienttabell, se Tabell A11 i appendixet och för jämförelse av modeller baserat på AICc, se Tabell A12. Högtoleranta arter förekom i signifikant högre abundans än lågtoleranta med 84,4 respektive 12,6 individer per m² ($p < 0,001$), se Figur 9. Temperatur hade som i de andra modellerna en stark positiv effekt på abundans ($\beta=1,05$; $p < 0,001$)

och det fanns ingen statistisk skillnad i responsen mellan toleransgrupperna. Åkermark och anlagd mark i buffertzonen hade starka positiva effekter för abundansen av högtoleranta arter ($\beta=2,91$; $p=0,002$ respektive $\beta=2,53$; $p=0,002$), men ingen effekt för lågtoleranta ($p=0,811$ respektive $p=0,654$) (se Figur 10A respektive 10B). Samma mönster fanns för kvoten mellan storlek på avrinningsområde och dammvolym – ingen effekt kunde konstateras för abundansen av lågtoleranta arter ($p=0,19$), men en stark positiv effekt fanns för abundansen av högtoleranta arter ($\beta=0,911$; $p=0,012$) (se Figur 10C). Makadam som sediment hade en positiv effekt på lågtoleranta arter ($\beta=0,73$; $p=0,002$) och en negativ effekt för abundansen av högtoleranta arter ($\beta= -0,91$; $p=0,002$), se Figur 10D.



Figur 10: A: Modellerad respons av hög- respektive lågtoleranta arter mot andel anlagd mark i buffertzonen. B: Modellerad respons av hög- respektive lågtoleranta arter mot andel åkermark i buffertzonen. C: Modellerad respons av hög- respektive lågtoleranta arter mot kvoten avrinningsområde/dammvolym. D: Modellerad respons av hög- respektive lågtoleranta arter mot förekomsten av stenigt sediment. För alla delfigurer är x-axeln skalad i enlighet med modeller. Rådata visas som punkter bakom modellerade trender.

Diskussion

I denna studie har dagvattendammars potential att motverka förlusten av biodiversitet undersökts, genom att kvantifiera hur dess olika egenskaper är av vikt för olika artgrupper av makrovertebrater. En av de starkaste drivarna både för abundans och diversitet i dammarna var temperatur, vilket är en debatterad effekt inom

tidigare studier. Dels bidrar högre temperatur till högre produktivitet och därmed mer vegetation som kan bli föda och habitat för makrovertebrater i våtmarker (Plenzler & Michaels, 2015; Tarr m.fl., 2005), men dels har det också visat sig påverka regional diversitet negativt i vattendrag (Che Salmah m.fl., 2014). Artsammansättningen är även här viktig att ta i beaktning. Exempelvis kan högre täckningsgrad av träd som skuggar

dammen sänka temperaturen och därmed produktiviteten, men fallande löv kan också bidra med föda framför allt för sönderdelare. I de mer produktiva dammarna är det å andra sidan ofta skrapare som äter alger som dominerar (Plenzler & Michaels, 2015). Täckningsgrad av överhängande vegetation var inte en faktor som undersöktes i denna studie men det är sannolikt att den kan stå för en stor del av temperaturskillnader och därmed artsammansättning och abundans. En annan aspekt av högre temperatur skulle kunna vara att det finns artspecifika temperaturoptimum för tillväxt, varefter evertebraternas abundans börjar avta. I denna studie har temperaturen dock hållit sig under 24°C, vilket sannolikt fortfarande ligger inom toleransområdet för de flesta arter.

Andelen vatten i buffertzonen visade också en oväntad trend. Ju mindre vatten, desto högre var Shannon's och Simpson's diversitetsindex, men även abundansen när den modellerades med hänsyn till funktionell födogrupp. Det fanns däremot ingen effekt eller skillnad i jämförelsen mellan taxonomiska grupper. Detta var något oväntat, då exempelvis musslor och iglar är knutna till vatten för sin spridning, medan insekter ofta har bevingade och/eller landlevande vuxenstadier som förenklar deras förflyttning. De flesta studier visar på att konnektivitet och densitet av dammar ökar diversitet (Chester & Robson, 2013; Dou m.fl., 2016; Gledhill m.fl., 2008; Heino m.fl., 2017). Simberloff och Cox (1987) observerade dock att korridorer mellan habitat även

medför risker som ökad predation och spridning av sjukdomar. I kinesiska avskurna meanderbågar (oxbow-sjöar) visade Zhou m.fl. (2019) därtill att högre konnektivitet påverkade diversiteten negativt. En av anledningarna till detta var att högre konnektivitet minskade vattenvegetationen och mer fisk kunde nå våtmarken. Därmed försvann habitat och föda för evertebraterna, och hotet från rovdjur ökade. Eftersom denna studie behandlade avskurna meanderbågar som dels var direkt sammanlänkade med andra vatten är det svårt att jämföra direkt med våtmarker. Å andra sidan är dagvattendammar potentiellt mer länkade till andra dammar än naturliga våtmarker genom diken och ledningssystem. Det skulle alltså ändå vara möjligt att förklara den negativa effekten av vatten i buffertzonen med att det kan bidra till en högre homogenisering och lägre individuell diversitet. Oertli m.fl. (2002) pekar också på att flera små dammar generellt innehåller fler arter än en stor damm. Beroende på exakt hur sammanlänkade med närliggande vattenförekomster dagvattendammarna är kan eventuellt homogeniseringen man ser i en stor damm gå att överföra på flera sammanlänkade dammar.

En annan förklaring kan vara att en isolerad våtmark fungerar som en refug för akvatiska organismer när det inte finns andra habitat tillgängliga. Denna effekt har exempelvis observerats med elefanter vid vattenhål i torrsäsongen i Zimbabwe (Chamaillé-Jammes m.fl., 2008). Fahrig (2013) föreslår med sin

”Habitat Amount Hypothesis” att det inte är konfigurationen av habitatpatcher som avgör biodiversitet, utan den summerade mängden tillgängligt habitat i ett landskap. Denna hypotes har testats med blandade omdömen (Haddad m.fl., 2017; Martin, 2018), men skulle vara intressant att testa ur våtmarks-perspektivet för att se om konnektiviteten bidrar till artantal och sammansättning eller om det faktiskt är den totala mängden habitat som påverkar mer.

Effekten av föroreningar och konduktivitet på akvatisk fauna i mänskligt påverkade våtmarker har inom litteraturen diskuterats och den faktiska vikten är inte helt fastställd. I vissa studier av dagvattendammar och andra sötvattenhabitat har negativa trender fastställts (Castillo m.fl., 2018; Sun m.fl., 2018), medan andra studier av dagvattendammar visar obefintlig påverkan (Stephansen m.fl., 2016). I denna studie hade konduktivitet endast en signifikant negativ effekt i en av abundansmodellerna, så även här är det svårt att säga med säkerhet hur definitivt denna påverkan är. Konduktivitet som mått varierar även mycket med pH och temperatur (SGU, 2024), och korrelationstestet med föroreningar visade att den förklarar en del, men inte all variation av förorenande substanser. Mest korrelerat var konduktivitet med kobolt och nickel, samt eventuellt PAHer (nära signifikans, $p=0,08$). PAHer är cancerogena och bioackumulativa ämnen, så att en ökning därav minskar abundans är väntat. I många

dagvattendammar är det dock svårt att veta hur mycket av föroreningarna i sedimentet som faktiskt är bio-tillgängliga, vilket också kan förklara varför faktorn inte ger högre utslag i modellerna. Ämnena kan finnas i sedimentbotten men bundna till partiklar och därmed inte direkt tillgängligt. Det hade varit intressant om man hade kunnat se en signifikant interaktionsterm mellan funktionell födogrupp och konduktivitet. Möjligtvis hade samlare eller filtrerare påverkats mer av hög konduktivitet eftersom de aktivt tar åt sig partiklar i sitt födosök, än exempelvis predatorer.

I mitt kandidatarbete (Budweg, 2023) kom jag fram till att de viktigaste faktorerna för biodiversitet var storlek och flikighet av dammen, vilket även stöts av Gee m.fl. (1997) och Hansson m.fl. (2005). I de vinnande modellerna för varje kategori i denna studie var dock flikighet aldrig tillräckligt drivande för att inkluderas. Detta skulle kunna bero på bredden av studieobjektet; i kandidat-arbetet studerade jag vegetation, fåglar, amfibier och makrovertebrater, medan jag nu har fokuserat på specifikt bentiska makrovertebrater. Möjligtvis är en oregelbunden och lång strandlinje i förhållande till dammytan mer viktig för diversiteten av vegetation, amfibier, fåglar eller till och med makro-evertebrater som spenderar sin tid närmare ytan. Det är tänkbart att bentiska makrovertebrater som lever i sedimentet långt ifrån strandlinjen inte påverkas av dess komplexitet lika mycket.

Dammstorleken själv var heller aldrig en tillräckligt stark drivkraft för att bidra signifikant till en modell, och det verkar finnas olika trender även där inom tidigare studier beroende på om man har ett lokalt eller regionalt perspektiv. Oertli m.fl. (2002) erbjuder en förklaring med observationen att flera små dammar hade högre diversitet, men att en större damm ändå kunde innehålla arter som saknades i de mindre. För att bevara maximal regional diversitet är konsensusen att dammar av olika utformning och storlek behövs (Johnson m.fl., 2013; Oertli m.fl., 2002; Oertli & Parris, 2019).

Kvoten mellan avrinningsområde och dammvolym var däremot en viktig drivare i flera modeller. Denna kvot representerar dimensioneringen av en damm i förhållande till sitt avrinningsområde, där ett högre värde innebär en relativt liten damm för ett stort avrinningsområde (lågdimensionerad) och lägre värde innebär större damm för ett litet avrinningsområde (högdimensionerad). Kvoten inkluderades i två av modellerna för abundans. I modellen som tog hänsyn till tolerans var den negativa effekten av kvoten inte signifikant. Detta var mot förväntan då en lägre kvot motsvarar en bättre dimensionering och därmed bättre förutsättningar för fler arter. I modellen med hänsyn till taxonomisk grupp fanns det tvärtom en signifikant positiv effekt, vilket återigen verkar kontraintuitivt. Varför har en damm med relativt hög belastning av näringsämnen och föroreningar högre abundans? I

modellen för artrikedom inkluderades endast avrinningsområdet, och hade en signifikant positiv effekt. Det verkar som att storleken på avrinningsområdet kan vara den drivande aspekten av kvoten. Större avrinningsområde betyder mer belastning genom vatten från vägar, bostäder, åkermark och industri, men det skulle också kunna betyda mer ägg eller semiakvatiska insekter som spolas till dammen. Om man utgår ifrån att större avrinningsområde i förhållande till dammvolym även innebär mer näringsämnen kan det även betyda mer vegetation, alger eller annat inspolat organiskt material som kan bli föda för evertetrater och därmed gynna både diversitet och abundans.

Intressant att notera är skillnaderna i abundans och diversitet (även artrikedom vs index) när man bedömer kvalitén av ett habitat. Dammar med mycket låg abundans och måttlig artrikedom kunde ha höga värden för diversitet, om den låga abundansen är jämnt fördelad mellan arter. Å andra sidan kunde en damm med mycket högre abundans och artrikedom men ojämnare fördelning ha relativt låg diversitet. Det väcker frågan om vad som är mer relevant att fokusera på vid avgörandet om positiva och negativa effekter.

Att högtoleranta arter förekommer i högre antal än lågtoleranta är väntat, dels eftersom de är representerade genom fler arter, dels eftersom dessa arter är mycket allmänna och ofta hittas i grupper eller kolonier (exempelvis *A. aquaticus*, *Chironomus*). Till skillnad förekommer de flesta lågtoleranta

(exempelvis inom genuset *Trichoptera*) oftast i små antal vid fynd. Intressant nog observerades den största skillnaden av drivare mellan olika grupper vid indelningen i hög- respektive lågtoleranta arter. Den positiva effekten på abundans av åkermark och anlagd mark i buffertzonen samt kvoten mellan avrinningsområde och dammvolym visade sig endast vara applicerbar på högtoleranta arter. Lågtoleranta arter var däremot positivt påverkade av stenigt sediment, vilket påverkade de högtoleranta negativt. Detta pekar på vikten av att urskilja vilka arter som påverkas av vilka faktorer. Samma sak påpekas också av Rosset m.fl. (2014) som visade att känsligare taxonomiska grupper (*Odonata* och *Coleoptera*) reagerade negativt på eutrofierade våtmarker, medan andra grupper (exempelvis snäckor) inte påverkades alls. Modellen för drivare av artrikedom visar att PC1 (bland annat låg andel åkermark) påverkar negativt, och åker och anlagd mark har positiva effekter i modellerna för abundans med hänsyn till FFG och taxonomisk grupp. Går man inte djupare in i vilka arter som främst driver detta hade man kunnat dra slutsatsen att mänskligt påverkad mark totalt gynnar både artdiversitet och abundans. Så trots att mått på diversitet och abundans är informativa är det viktigt att också behålla en högre upplösning för att kunna urskilja flera effekter av fysiska faktorer. Ofta är det varken de dammar med högst diversitet eller abundans som är mest intressanta från ett bevarande-biologiskt landskapsperspektiv, utan de

som utgör habitat för ovanliga arter (Heino m.fl., 2017).

Resultaten av denna studie går i samma linjer som Briers (2014), Ferzoco & McCauley (2024), Goertzen & Suhling, (2013), Hassall & Anderson (2015), Holtmann m.fl. (2019), Le Viol m.fl. (2009), Oertli & Parris (2019), Scher & Thiéry (2005), Stephansen m.fl. (2016) och Wik m.fl. (2008). Föroreningar verkar inte ha en så stark effekt som befarat, och över lag bidrar dagvattendammar till upprätthållandet av den regionala biodiversiteten. Dominansen av toleranta arter betyder att de ur ett bevarandeperspektiv är de inte de högst prioriterade, men det finns heller knappt belägg på att dagvattendammar utgör ekologiska fällor. Lågtoleranta arter förekommer också, och med informationen att de gynnas av andra faktorer än de högtoleranta kan dessa uppmärksammas mer vid anläggandet och skötandet av dagvattendammarna.

Den första hypotesen kunde bekräftas i avseenden att högtoleranta arter gynnas av högre andel bebyggd mark och en mer lågdimensionerad damm. Motsatsen för lågtoleranta arter kunde inte bevisas statistiskt, men sedimenttypen som delvis hänger ihop med turbiditet visade sig vara en stark drivare för abundansen inom denna grupp. För konduktivitet, syresättning och turbiditet kunde inga toleransspecifika effekter fastställas statistiskt.

Den andra hypotesen kunde inte bekräftas, varken flikighet eller dammareal hade signifikanta effekter på

diversitet eller abundans. Däremot visade sig temperatur ha en genomgående positiv effekt, och andelen vatten i buffertzonen hade nästan alltid en signifikant negativ effekt.

Högtoleranta arter dominerade som förväntat de flesta dammar, men fler studier krävs för att kartlägga sambandet mellan lågtoleranta arter och mindre belastade dammar. Trenden finns att konstatera utifrån resultaten av toleransanalysen, men fler prover och mer detaljerade analyser av specifika känsliga arter och miljöfaktorer krävs för att den ska fastställas.

Rekommendationer

Utifrån dessa resultat föreslår jag några rekommendationer för att öka biodiversitet av bentiska makrovertebrater i dagvattendammar:

- Vid anläggningen av en ny dagvattendamm bör stenigt sediment användas åtminstone i delar av dammens botten för att gynna lågtoleranta arter. För att förhindra att stenen täcks av finare sediment skulle en fysisk uppdelning av dammen, förslagsvis i form av en beväxt makadamtröskel vara fördelaktig. Tröskeln kan då bidra med filtrering och håller den nedströms liggande delen av dammen relativt klar. Diversiteten i substrat förväntas gynna diversitet i faunan.
- Dagvattendammars unika konnektivitet genom ledningsnätet påverkar spridningen av akvatiska organismer. Fler studier om hur arter

kan använda dessa spridningsvägar hade varit hjälpsamma i att bedöma dagvattendammars betydelse för biologisk mångfald.

- Dagvattendammar som ligger väldigt isolerat från andra vattenförekomster i landskapet kan ändå vara habitat för en stor diversitet och abundans av makrovertebrater. Därför är det viktigt att vara medveten om de stora bidragen till biodiversitet som särskilt dagvattendammar i exploaterade miljöer kan ha, och hantera och sköta dem med detta ansvar i åtanke.

Slutsats

Temperatur hade en stark positiv effekt på artrikedom, diversitetsindex och abundans oberoende av artgruppering. Markanvändningen inom en kilometer av dammen hade stark påverkan på abundansen: anlagd mark och åkermark i positiv riktning och vatten i negativ riktning. Vid uppdelning i hög- respektive lågtoleranta arter visade det sig att de dominerande högtoleranta arterna gynnades av just hög andel anlagd mark och åkermark, men att lågtoleranta arter inte gjorde det. Sedimenttyp var en viktig faktor för lågtoleranta arter, och abundansen av dessa var högre vid sten som sedimenttyp (associerat med lägre turbiditet och högre secchi-djup) medan högtoleranta var negativt påverkade. Dessa resultat visar på vikten av artidentitet vid analys av drivare för diversitet och abundans, då en högre upplösning kan bidra till djupare förståelse för vilka faktorer som är av vikt i dagvattendammars roll i bevarandet av den biologiska mångfalden.

Tack

Det här mastersarbetet hade inte existerat utan vägledningen av mina två handledare Per Carlsson och Dimitry van der Nat som har bidragit med perspektiv från både akademien och konsultbranschen och hjälpt mig genomföra detta arbete till bästa förmåga. Jag vill också tacka Masahito Tsuboi för ovärderlig hjälp med statistiken i detta arbete och Christer Brönmark för att ha delat med sig av sin stora kunskap i artidentifiering av makrovertebrater.

För all organisatorisk och praktisk hjälp som de har bidragit till för att få mitt

fältarbete att fungera vill jag tacka Marie Svensson, Cecilia Ringstrand och Henrik Wendel.

Tack även till Erik Hallgren, Vendela Ekeberg och Li Billgren på VA SYD och Therese Grönvall på Staffanstorps kommun för samarbetet kring urvalet av dammarna, rådgivning vid fältbesök och data på sedimentprovtagningar.

Sist men inte minst vill jag tacka alla andra medarbetare på WRS för stödet i detta mastersarbete, mina vänner som följde med ut i fält och mina medstudenter som har bidragit med råd och stöd längs vägen.

Referenser

- Andersson, J., Stråe, D., Byström, Y., van der Nat, D., & Granath, M. (2013). *Skötsel av dagvattendammar—En handbok* (Nos. 2013-0555-A; s. 64). Oxunda vattensamverkan, WRS Uppsala AB.
- Bartoń, K. (2025). *MuMIn: Multi-Model Inference* (Version 1.48.11) [Software]. <https://doi.org/doi:10.32614/CRAN.package.MuMIn>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). *Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4* [Software]. <https://doi.org/doi:10.18637/jss.v067.i01>
- Briers, R. A. (2014). Invertebrate Communities and Environmental Conditions in a Series of Urban Drainage Ponds in Eastern Scotland: Implications for Biodiversity and Conservation Value of SUDS. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 42(2), 193–200. <https://doi.org/10.1002/clen.201300162>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Maechler, M., & Bolker, B. M. (2017). *glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling* [Software]. <https://doi.org/doi:%252010.32614/RJ-2017-066>
- Budweg, E. (2023). *Dagvattendammar som biodiversitet-hotspots? En studie av 19 dammar i Mälardalen*.
- Castillo, A. M., Sharpe, D. M. T., Ghalambor, C. K., & De León, L. F. (2018). Exploring the effects of salinization on trophic diversity in freshwater ecosystems: A quantitative review. *Hydrobiologia*, 807(1), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3403-0>
- Chamaillé-Jammes, S., Fritz, H., Valeix, M., Murindagomo, F., & Clobert, J. (2008). Resource Variability, Aggregation and Direct Density Dependence in an Open Context: The Local Regulation of an African Elephant Population. *Journal of Animal Ecology*, 77(1), 135–144. <https://doi.org/doi:%252010.1111/%255D.%25201365-2656.2007.01307.X>
- Che Salmah, M. R., Al-Shami, S. A., Abu Hassan, A., Madrus, M. R., & Nurul Huda, A. (2014). Distribution of detritivores in tropical forest streams of peninsular Malaysia: Role of temperature, canopy cover and altitude variability. *International Journal of Biometeorology*, 58(5), 679–690. <https://doi.org/10.1007/s00484-013-0648-9>
- Chessman, B. (2001). *SIGNAL manual*.
- Chester, E. T., & Robson, B. J. (2013). Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biological Conservation*, 166, 64–75. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.016>

- Dou, P., Cui, B., Xie, T., Dong, D., & Gu, B. (2016). Macroinvertebrate Diversity Response to Hydrological Connectivity Gradient. *Wetlands*, 36(1), 45–55. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0580-8>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Engblom, E. (2022). *Svenska Dagsländor*.
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Ferzoco, I. M. C., & McCauley, S. J. (2024). Novel habitats for biodiversity? A systematic review and meta-analysis of freshwater biodiversity in stormwater management ponds. *Science of The Total Environment*, 942, 173467. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173467>
- Foltz, S. J., & Dodson, S. I. (2009). Aquatic Hemiptera community structure in stormwater retention ponds: A watershed land cover approach. *Hydrobiologia*, 621(1), 49–62. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9631-6>
- Gardner, R. C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C. M., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D., Rosenqvist, A., & Walpole, M. (2015). State of the World's Wetlands and Their Services to People: A Compilation of Recent Analyses. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2589447>
- Gee, J. H. R., Smith, B. D., Lee, K. M., & Griffiths, S. W. (1997). The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7(2), 91–104. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199706\)7:2%253C91::AID-AQC221%253E3.0.CO;2-O](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199706)7:2%253C91::AID-AQC221%253E3.0.CO;2-O)
- Georg, M.-B. (2000). *Småkräp i Sötvatten* (6:e uppl.). Fältbiologernas förlag.
- Gledhill, D. G., James, P., & Davies, D. H. (2008). Pond density as a determinant of aquatic species richness in an urban landscape. *Landscape Ecology*, 23(10), 1219–1230. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9292-x>
- Goertzen, D., & Suhling, F. (2013). Promoting dragonfly diversity in cities: Major determinants and implications for urban pond design. *Journal of Insect Conservation*, 17(2), 399–409. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9522-z>
- Greenhalgh, M., & Ovenden, D. (2007). *Freshwater life*. Harper Collins.
- Haddad, N. M., Gonzalez, A., Brudvig, L. A., Burt, M. A., Levey, D. J., & Damschen, E. I. (2017). Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. *Ecography*, 40(1), 48–55. <https://doi.org/10.1111/ecog.02535>
- Hale, R., Coleman, R., Pettigrove, V., & Swearer, S. E. (2015). Identifying, preventing and mitigating ecological traps to improve the management of urban aquatic ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 928–939.
- Hallan, S., Boström, G., & Gönczi, M. (2020). Övervakning av biologi i vattendrag i jordbruksintensiva områden – Resultat av elva års övervakning samt utvärdering av övervakningsprogrammet (2020:2). SLU Centrum för kemiska bekämpningsmedel i miljön (CKB) Sveriges lantbruksuniversitet.
- Hansson, L.-A., Brönmark, C., Nilsson, P. A., & Åbjörnsson, K. (2005). Conflicting demands on wetland ecosystem services: Nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology*, 50(4), 705–714. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01352.x>
- Hassall, C., & Anderson, S. (2015). Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanaged wetlands in urban areas. *Hydrobiologia*, 745(1), 137–149. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2100-5>
- Heino, J., Bini, L. M., Andersson, J., Bergsten, J., Bjelke, U., & Johansson, F. (2017). Unravelling the correlates of species richness and ecological uniqueness in a metacommunity of urban pond insects. *Ecological Indicators*, 73, 422–431. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.006>
- Hill, D., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M., & Shaw, P. (2005). *Handbook of biodiversity methods: Survey, evaluation and monitoring*. Cambridge university press.
- Hilsenhoff, W. L. (1969). An Artificial Substrate Device for Sampling Benthic Stream Invertebrates. *Limnology and Oceanography*, 14(3), 465–471. <https://doi.org/10.4319/lo.1969.14.3.0465>
- Holtmann, L., Brüggeshemke, J., Juchem, M., & Fartmann, T. (2019). Odonate assemblages of urban stormwater ponds: The conservation value depends on pond type. *Journal of Insect Conservation*, 23(1), 123–132. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-00121-x>
- Johnson, P. T. J., Hoverman, J. T., McKenzie, V. J., Blaustein, A. R., & Richgels, K. L. D. (2013). Urbanization and wetland communities: Applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 34–42. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12022>
- Karouna-Renier, N. K., & Sparling, D. W. (2001). Relationships between ambient geochemistry, watershed land-use and trace metal concentrations in aquatic invertebrates living in stormwater treatment ponds. *Environmental Pollution*, 112(2), 183–192. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00119-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00119-6)
- Klemm, D. J., Lewis, P. A., Fulk, F., & Lazorchak, J. M. (1990, november). *Macroinvertebrate Field and*

- Laboratory Methods for Evaluating the Biological Integrity of Surface Waters. United States Environmental Protection Agency. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30000VCE.txt>
- Lantmäteriet. (1913). *Häradsekonomska kartan över Svedala* [Map]. <https://geotorget.lantmateriet.se/dokumentation/GEODOK/79/latest/atkomst-och-leverans.html>
- Le Viol, I., Mocq, J., Julliard, R., & Kerbiriou, C. (2009). The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 142(12), 3163–3171. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.018>
- Macadam, C., & Bennett, C. (2010). *A Pictorial Guide to British Ephemeroptera* (1:a uppl., Vol. 2016). FSC Publications.
- Mackintosh, T. J., Davis, J. A., & Thompson, R. M. (2015). The influence of urbanisation on macroinvertebrate biodiversity in constructed stormwater wetlands. *Science of The Total Environment*, 536, 527–537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.066>
- Martin, C. A. (2018). An early synthesis of the habitat amount hypothesis. *Landscape Ecology*, 33(11), 1831–1835. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0716-y>
- Naturvårdsverket. (2022). *Myllrande våtmarker: Fördjupad utvärdering av miljömålen 2023*. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2025a). *Nationella Marktäckedata (NMD)*. <https://www.naturvardsverket.se/verktyg-och-tjanster/kartor-och-karttjanster/nationella-marktackedata/>
- Naturvårdsverket. (2025b). *Våtmarker i Sverige*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/vatmarker-i-sverige/>
- O’Callaghan, I., Harrison, S., Fitzpatrick, D., & Sullivan, T. (2019). The freshwater isopod *Asellus aquaticus* as a model biomonitor of environmental pollution: A review. *Chemosphere*, 235, 498–509. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.217>
- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., & Lachavanne, J.-B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*, 104(1), 59–70. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00154-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00154-9)
- Oertli, B., & Parris, K. M. (2019). Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere*, 10(7), Article e02810. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2810>
- Oksanen, J., Simpson, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O’Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., ... Weedon, J. (2025). *vegan: Community Ecology Package* (Version 2.7-2) [Software]. <https://doi.org/doi:10.32614/CRAN.package.vegan>
- OpenAI. (2025). *ChatGPT (GPT-5.2)* (Version GPT -5.2 Instant) [Large language model]. OpenAI. <https://chat.openai.com/>
- Phillips, I. D., & Prestie, K. S. (2017). Evidence for Substrate Influence on Artificial Substrate Invertebrate Communities. *Environmental Entomology*, 46(4), 926–930. <https://doi.org/10.1093/ee/nvx106>
- PÎRVU, M., CIUBUC, C., & PETROVICI, M. (2012). CADDISFLIES (INSECTA, TRICHOPTERA) COMMUNITY STRUCTURE IN CEFA NATURE PARK (CRIȘANA, ROMANIA). *Transylvanian Review of Systematical & Ecological Research*, 13, 107–118. (189430828).
- Plenzler, M. A., & Michaels, H. J. (2015). Terrestrial Habitat Quality Impacts Macroinvertebrate Diversity in Temporary Wetlands. *Wetlands*, 35(6), 1093–1103. <https://doi.org/10.1007/s13157-015-0697-4>
- Posit Software, PBC. (2025). *RStudio* (Version RStudio 2025.05.1+513 "Mariposa Orchid" Release (ab7c1bc795c7dcff8f26215b832a3649a19fc16c, 2025-06-01) for windows Mozilla/5.0 (Windows NT 10.0; Win64; x64) AppleWebKit/537.36 (KHTML, like Gecko) RStudio/2025.05.1+513 Chrome/132.0.6834.210 Electron/34.5.1 Safari/537.36, Quarto 1.6.42) [Software].
- Quesada-Alvarado, F., & Solano-Ulate, D. (2020). Colonización de macroinvertebrados acuáticos en tres tipos de sustratos artificiales, en un río tropical. *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), Article S2. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68iS2.44339>
- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Version 4.5.0) [Software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rinne, A., & Wiberg-Larsen, P. (2017). *Trichoptera Larvae of Finland*. Trificon.
- Robertson, B. A., & Hutto, R. L. (2006). A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology*, 87(5), 1075–1085. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87%255B1075:affuet%255D2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87%255B1075:affuet%255D2.0.co;2)
- Rosset, V., Angélibert, S., Arthaud, F., Bornette, G., Robin, J., Wezel, A., Vallod, D., & Oertli, B. (2014). Is eutrophication really a major impairment for small waterbody biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 51(2), 415–425. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12201>
- Rowson, B., Powell, H., Willing, M., Dobson, M., & Shaw, H. (2021). *Freshwater Snails of Britain and Ireland* (1:a uppl.). FSC Publications.
- Scher, O., & Thiéry, A. (2005). Odonata, Amphibia and Environmental Characteristics in Motorway Stormwater Retention Ponds (Southern

- France). *Hydrobiologia*, 551(1), 237–251.
<https://doi.org/10.1007/s10750-005-4464-z>
- Schultes, F. W. (2013, oktober 26). *Species summary for Valvata piscinalis*. <http://www.animalbase.uni-goettingen.de/zooweb/servlet/AnimalBase/home/species?id=1498>
- SGU. (2024, februari 7). *Konduktivitet*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/konduktivitet/>
- Simberloff, D., & Cox, J. (1987). Consequences and Costs of Conservation Corridors. *Conservation Biology*, 1(1), 63–71.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1987.tb00010.x>
- SLU Artdatabanken. (2026a). *Artfakta: Alboglossiphonia heteroclita*. <https://artfakta.se/taxa/226000>
- SLU Artdatabanken. (2026b). *Artfakta: Bred sumpdammsnäcka (Stagnicola palustris)*.
<https://artfakta.se/taxa/106633>
- SLU Artdatabanken. (2026c). *Artfakta: Ecnomus tenellus*. <https://artfakta.se/taxa/206340>
- SLU Artdatabanken. (2026d). *Artfakta: Erpobdella testacea*. <https://artfakta.se/taxa/226003>
- SLU Artdatabanken. (2026e). *Artfakta: Europeisk dammhättesnäcka (Acroloxus lacustris)*.
<https://artfakta.se/taxa/106607>
- SLU Artdatabanken. (2026f). *Artfakta från SLU Artdatabanken*. <https://artfakta.se/>
- SLU Artdatabanken. (2026g). *Artfakta: Glossiphonia complanata*. <https://artfakta.se/taxa/226004>
- SLU Artdatabanken. (2026h). *Artfakta: Helobdella stagnalis*. <https://artfakta.se/taxa/226006>
- SLU Artdatabanken. (2026i). *Artfakta: Hundigel (Erpobdella octoculata)*.
<https://artfakta.se/taxa/225484>
- SLU Artdatabanken. (2026j). *Artfakta: Linsskivsnäcka (Hippeutis complanatus)*.
<https://artfakta.se/taxa/106618>
- SLU Artdatabanken. (2026k). *Artfakta: Ljus skivsnäcka (Gyraulus albus)*.
<https://artfakta.se/taxa/106616>
- SLU Artdatabanken. (2026l). *Artfakta: Oecetis furva*.
<https://artfakta.se/taxa/102906>
- SLU Artdatabanken. (2026m). *Artfakta: Oval dammsnäcka (Ampullaceana balthica)*.
<https://artfakta.se/>
- SLU Artdatabanken. (2026n). *Artfakta: Posthornssnäcka (Planorbarius corneus)*.
<https://artfakta.se/taxa/106624>
- SLU Artdatabanken. (2026o). *Artfakta: Ribbskivsnäcka (Gyraulus crista)*.
<https://artfakta.se/taxa/101018>
- SLU Artdatabanken. (2026p). *Artfakta: Signalkräfta (Pacifastacus leniusculus)*.
<https://artfakta.se/taxa/233833>
- SLU Artdatabanken. (2026q). *Artfakta: Skarpkölad skivsnäcka (Anisus vortex)*.
<https://artfakta.se/taxa/106610>
- SLU Artdatabanken. (2026r). *Artfakta: Större kamgälsnäcka (Valvata piscinalis)*.
<https://artfakta.se/taxa/101957>
- SLU Artdatabanken. (2026s). *Artfakta: Större snytesnäcka (Bithynia tentaculata)*.
<https://artfakta.se/taxa/106653>
- SLU Artdatabanken. (2026t). *Artfakta: Sydeuropeisk blåssnäcka (Physella acuta)*.
<https://artfakta.se/taxa/106622>
- SLU Artdatabanken. (2026u). *Artfakta: Sötvattensgråsugga (Asellus aquaticus)*.
<https://artfakta.se/taxa/233396>
- SLU Artdatabanken. (2026v). *Artfakta: Örondammsnäcka (Radix auricularia)*.
<https://artfakta.se/taxa/106628>
- Stahre, P. (2008). *Dagvattenstrategi för Malmö*. Malmö Stad.
- Stephansen, D. A., Nielsen, A. H., Hvitved-Jacobsen, T., Arias, C. A., Brix, H., & Vollertsen, J. (2014). Distribution of metals in fauna, flora and sediments of wet detention ponds and natural shallow lakes. *Ecological Engineering*, 66, 43–51.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.05.007>
- Stephansen, D. A., Nielsen, A. H., Hvitved-Jacobsen, T., Pedersen, M. L., & Vollertsen, J. (2016). Invertebrates in stormwater wet detention ponds—Sediment accumulation and bioaccumulation of heavy metals have no effect on biodiversity and community structure. *Science of The Total Environment*, 566–567, 1579–1587.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.050>
- Sun, Z., Brittain, J. E., Sokolova, E., Thygesen, H., Saltveit, S. J., Rauch, S., & Meland, S. (2018). Aquatic biodiversity in sedimentation ponds receiving road runoff – What are the key drivers? *Science of The Total Environment*, 610–611, 1527–1535.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.080>
- Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., & Djaneye-Boundjou, G. (2021). Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators: Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Frontiers in Water*, 3.
<https://doi.org/10.3389/frwa.2021.662765>
- Tarr, T. L., Baber, M. J., & Babbitt, K. J. (2005). Macroinvertebrate community structure across a wetland hydroperiod gradient in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecology and Management*, 13(3), 321–334.
<https://doi.org/10.1007/s11273-004-7525-6>
- Thornhill, I., Batty, L., Death, R. G., Friberg, N. R., & Ledger, M. E. (2017). Local and landscape scale determinants of macroinvertebrate assemblages and their conservation value in ponds across an urban land-use gradient. *Biodiversity and Conservation*, 26(5), 1065–1086.
<https://doi.org/10.1007/s10531-016-1286-4>
- VA-Guiden. (2025, februari 3). *Dammar och våtmarker | VA-guiden*.
<https://vaguiden.se/dagvatten/anlaggningswiki/dammar-och-vatmarker/>

- van der Geest, H. G., Greve, G. D., Kroon, A., Kuijl, S., Kraak, M. H. S., & Admiraal, W. (2000). Sensitivity of characteristic riverine insects, the caddisfly *Cyrtus trimaculatus* and the mayfly *Ephoron virgo*, to copper and diazinon. *Environmental Pollution*, 109(2), 177–182. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00269-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00269-9)
- Verdonschot, P. F. M. (2006). Beyond Masses and Blooms: The Indicative Value of Oligochaetes. *Hydrobiologia*, 564(1), 127–142. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1714-z>
- Waldvogel, M., Apperson, C., & Bambara, S. (2019, juni 30). *Biology and Control of Non-Biting Aquatic Midges* | NC State Extension Publications. <https://content.ces.ncsu.edu/biology-and-control-of-non-biting-aquatic-midges>
- Wallace, I. (2006). *Simple Key to Caddis Larvae* (1:a uppl.). FSC Publications.
- Whitehurst, I. T. (1991). The *Gammarus*: *Asellus* ratio as an index of organic pollution. *Water Research*, 25(3), 333–339. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90014-H](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90014-H)
- Wiig, S., & Åsberg, S. (2023). *Vattenföroreningars påverkan på biologisk mångfald och abundans hos akvatiska evertetrater—En studie i södra Sverige* [Sveriges lantbruksuniversitet, SLU]. <https://stud.epsilon.slu.se/19141/1/Wiig-%C3%85sberg-20230629.pdf>
- Wik, A., Lycken, J., & Dave, G. (2008). Sediment Quality Assessment of Road Runoff Detention Systems in Sweden and the Potential Contribution of Tire Wear. *Water, Air, and Soil Pollution*, 194(1), 301–314. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9718-8>
- Zhou, X., Xu, M., Wang, Z., Yu, B., & Shao, X. (2019). Responses of macroinvertebrate assemblages to environmental variations in the river-oxbow lake system of the Zoige wetland (Bai River, Qinghai-Tibet Plateau). *Science of The Total Environment*, 659, 150–160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.310>

Appendix

Inom följande tabeller används stjärnor (*) för att indikera nivån av statistisk signifikans. En stjärna motsvarar $p < 0,05$, två stjärnor motsvarar $p < 0,01$ och tre stjärnor motsvarar $p < 0,001$. Värden av $p < 0,1$ noteras med ' för att indikera närhet till statistisk signifikans.

Modellering av drivare av richness

M1: Richness ~ Temperatur + syresättning + avrinningsområde + PC1 + PC2

Tabell A 1: Koefficienttabell av modellen M1

Variabel	Estimat	Standard error	p-värde
(Intercept)	1,971	0,080	<0,001***
Temperatur	0,433	0,098	<0,001***
Syresättning	0,089	0,068	0,190
Avrinningsområde	0,145	0,065	0,025*
PC1	-0,277	0,082	<0,001***
PC2	0,148	0,119	0,215

Tabell A 2: AICc Tabell för modellvalet för drivare av richness

Modell	Typ, motivering	df	logLik	AICc	delta	weight
Richness ~ Temperatur + Syresättning + Avrinningsområde + PC1 + PC2	M1: Vald modell	6	-62,09	139,99	0,00	0,85
Richness ~ Temperatur + Konduktivitet + Syresättning + Avrinningsområde + PC1 + PC2	Näst bästa modell	7	-62,07	143,48	3,48	0,15
Richness ~ 1	Nollmodell	1	-93,39	188,93	48,93	0,00
Richness ~ Sed_1 + Sed_4 + Temperatur + Konduktivitet + Syresättning + Flikighet + Area + Ålder + Avrinningsområde + B_Skog + B_Öppen + B_Åker + B_Vatten + B_Anlagd + (1 Fälla) + (1 Damm)	Full modell	17	-60,14	209,91	69,92	0,00

Modellering av drivare av Shannon's diversitetsindex

M2: Shannon ~ Temperatur + PC2

Tabell A 3: Koefficienttabell av modellen M2

Variabel	Estimat	Standard error	t-värde	p-värde
(Intercept)	1,132	0,067	17,015	<0,001***
Temperatur	0,278	0,081	3,437	0,002**
PC2	0,173	0,081	2,136	0,042*

Tabell A 4: AICc Tabell för modellvalet för drivare av Shannon's diversitetsindex

Modell	Typ, motivering	df	logLik	AICc	delta	weight
Shannon ~ Temperatur + Syresättning + PC2	Statistiskt likvärdig, syresättning ej signifikant	5	-8,25	29,10	0,00	0,25
Shannon ~ Temperatur + PC2	M2: Vald modell (bättre jämförelse med Simpson)	4	-9,80	29,27	0,17	0,23
Shannon ~ Temperatur + Syresättning + B_Vatten	Statistiskt likvärdig, syresättning ej signifikant	5	-8,46	29,52	0,42	0,20
Shannon ~ Sed_4 + Temperatur + Syresättning + Ålder + B_Vatten	Statistiskt likvärdig, varken syresättning eller sed_4 signifikant	7	-5,12	29,57	0,47	0,20
Shannon ~ Temperatur + PC2 + Flikighet	Statistiskt likvärdig, flikighet ej signifikant	5	-8,99	30,59	1,49	0,12
Shannon ~ 1	Nollmodell	2	-22,14	48,75	19,65	0,00
Shannon ~ Sed_1 + Sed_4 + Temperatur + Konduktivitet + Syresättning + Flikighet + Area + Ålder + Avrinningsområde + B_Åker + B_Skog + B_Öppen + B_Anlagd + B_Vatten + (1 Damm) + (1 Fälla)	Full modell	18	-17,40	139,20	110,10	0,03

Modellering av drivare av Simpson's diversitetsindex

M3: Simpson ~ Temperatur + PC2

Tabell A 5: Koefficienttabell av modellen M3

Variabel	Estimat	Standard error	t-värde	p-värde
(Intercept)	0,531	0,028	18,939	<0,001***
Temperatur	0,072	0,034	2,121	0,044*
PC2	0,116	0,034	3,390	0,002**

Tabell A 6: AICc Tabell för modellvalet för drivare av Simpson's diversitetsindex

Modell	Typ, motivering	df	logLik	AICc	delta	weight
Simpson ~ Temperatur + PC2	M3: Vald modell	4	15,25	-20,84	0,00	0,56
Simpson ~ Temperatur + Syresättning + PC2	Statistiskt likvärdig, syresättning ej signifikant	5	15,77	-18,94	1,90	0,22
Simpson ~ PC2	Statistiskt likvärdig, men på gränsen och temperatur var signifikant	3	12,94	-18,92	1,92	0,22
Simpson ~ 1	Nollmodell	2	3,10	-1,74	19,10	0,00

Simpson ~ Sed_1 + Sed_4 + Temperatur + Konduktivitet + Syresättning + Flikighet + Area + Ålder + Avrinningsområde + B_Skog + B_Öppen + B_Anlagd + B_Åker + B_Vatten + (1 Damm) + (1 Fälla)	Full modell	17	-5,19	114,79	135,63	0,00
--	-------------	----	-------	--------	--------	------

Modellering av drivare av abundans med hänsyn till funktionell födogrupp

M4: Abundans ~ ffg * (B_Åker) + konduktivitet + temperatur + B_Anlagd + B_Vatten + (1 | Damm)

Tabell A 7: Koefficienttabell av modellen M4

Variabel	Estimat	Standard error	z-värde	p-värde
Intercept (FFG Samlare)	-8,117	3,114	-2,607	0,009**
FFG Filtrerare	-6,517	1,648	-3,954	<0,001***
FFG Skrapare	-2,135	0,992	-2,152	0,031*
FFG Parasit	-1,295	1,332	-0,972	0,331
FFG Rovdjur	-2,365	0,981	-2,411	0,0159*
FFG Sönderdelare	-1,748	1,084	-1,613	0,107
B_Åker	0,153	0,042	3,674	<0,001***
Konduktivitet	-0,577	0,358	-1,608	0,108
Temperatur	0,850	0,239	3,551	<0,001***
B_Anlagd	0,270	0,074	3,627	<0,001***
B_Vatten	-0,528	0,195	-2,710	0,007**
FFG Filtrerare * B_Åker	0,033	0,044	0,733	0,463
FFG Skrapare * B_Åker	-0,059	0,028	-2,071	0,038*
FFG Parasit * B_Åker	-0,073	0,038	-1,916	0,055'
FFG Rovdjur * B_Åker	-0,022	0,028	-0,795	0,427
FFG Sönderdelare * B_Åker	0,008	0,032	0,255	0,799

Tabell A 8: AICc Tabell för modellvalet för drivare av abundans med hänsyn till funktionell födogrupp

Modell	Typ, motivering	df	logLik	AICc	delta	weight
abundans ~ ffg * (B_Åker) + Konduktivitet + Temperatur + B_Anlagd + B_Vatten + (1 Damm)	M4: vald modell	18	-1290,30	2617,23	0,00	0,17
abundans ~ ffg * (B_Åker) + Konduktivitet + Avrinn_volym + Temperatur + B_Anlagd + B_Vatten + (1 Damm)	Konduktivitet, avr/vol icke signifikanta, likvärdig modell	19	-1289,37	2617,45	0,22	0,15
abundans ~ ffg * (B_Åker) + Temperatur + B_Anlagd + B_Vatten + (1 Damm)	Likvärdig modell	17	-1291,54	2617,64	0,41	0,14

abundans ~ ffg * (B_Anlagd) + Konduktivitet + Temperatur + B_Åker + B_Vatten + (1 Damm)	konduktivitet icke signifikant, likvärdig modell	18	-1290,79	2618,21	0,98	0,10
abundans ~ ffg * (B_Åker + Konduktivitet) + Temperatur + B_Anlagd + B_Vatten + (1 Damm)	många ickesignifikanta interaktions- termer	23	-1285,99	2619,00	1,77	0,07
abundans ~ ffg * (B_Åker) + Konduktivitet + Avrinn_volym + Ålder + Temperatur + B_Anlagd + B_Vatten + (1 Damm)	Konduktivitet, avr/vol och ålder ickesignifikanta	20	-1289,18	2619,13	1,90	0,07
abundans ~ ffg + Sed_1 + Sed_4 + Temperatur + Konduktivitet + Syresättning + Ålder + Flikighet + Area + Avrinningsområde + PC1 + PC2 + (1 Damm) + (1 Fälla)	Full modell	20	-1297,28	2635,33	18,10	0,00
abundans ~ 1	nollmodell	2	-5750,96	11 505 ,93	8888, 70	0,00

Modellering av drivare av abundans med hänsyn till taxonomisk grupp

M5: abundans ~ Klass * (B_Vatten + B_Åker) + B_Anlagd + Sed_1 + Syresättning + Konduktivitet + Temperatur + Ålder + Avrinn_volym

Tabell A 9: Koefficienttabell av modellen M5

Variabel	Estimat	Standard error	p-värde
<i>Intercept (Klass Acari)</i>	-19,545	3,339	<0,001***
<i>Klass Bivalvia</i>	-0,476	2,239	0,832
<i>Klass Crustacea</i>	5,407	2,004	0,007**
<i>Klass Gastropoda</i>	3,713	1,808	0,040*
<i>Klass Hirudinida</i>	5,167	1,835	0,005**
<i>Klass Insecta</i>	3,076	1,792	0,086
<i>Klass Nematoda</i>	1,580	2,722	0,561
<i>B_Vatten</i>	-0,229	0,732	0,754
<i>B_Åker</i>	0,196	0,055	<0,001***
<i>B_Anlagd</i>	0,384	0,069	<0,001***
<i>Sed_1</i>	-0,272	0,162	0,093
<i>Syresättning</i>	-0,370	0,192	0,055'
<i>Konduktivitet</i>	-0,815	0,327	0,013*
<i>Temperatur</i>	0,951	0,226	<0,001***
<i>Ålder</i>	-0,361	0,180	0,044*
<i>Avrinn_volym</i>	0,793	0,244	0,001**
<i>Klass Bivalvia * B_Vatten</i>	-0,013	1,033	0,990
<i>Klass Crustacea * B_Vatten</i>	-0,926	0,926	0,317
<i>Klass Gastropoda * B_Vatten</i>	-0,187	0,735	0,800
<i>Klass Hirudinida * B_Vatten</i>	-0,862	0,827	0,297
<i>Klass Insecta * B_Vatten</i>	-0,005	0,728	0,994
<i>Klass Nematoda * B_Vatten</i>	0,322	0,830	0,698
<i>Klass Bivalvia * B_Åker</i>	0,061	0,058	0,296
<i>Klass Crustacea * B_Åker</i>	0,047	0,052	0,373

<i>Klass Gastropoda * B_Åker</i>	-0,023	0,046	0,608
<i>Klass Hirudinida * B_Åker</i>	-0,014	0,047	0,761
<i>Klass Insecta * B_Åker</i>	0,045	0,045	0,318
<i>Klass Nematoda * B_Åker</i>	0,027	0,069	0,694

Tabell A 10: AICc Tabell för modellvalet för drivare av abundans med hänsyn till taxonomisk grupp

Kolumn1	Typ, motivering	df	logLik	AICc	delta	weight
abundans ~ Klass * (B_Vatten + B_Åker) + B_Anlagd + Sed_1 + Syresättning + Konduktivitet + Temperatur + Ålder + Avrinn_volym + Flikighet	sed1, syresättning, flikighet och interaktionstermer icke signifikanta	30	-1420,55	2902,56	0,00	0,24
abundans ~ Klass * (B_Vatten + B_Åker) + B_Anlagd + Syresättning + Konduktivitet + Temperatur + Ålder + Avrinn_volym + B_Öppen	likvärdig, B_öppen icke signifikant	29	-1421,68	2902,73	0,17	0,22
abundans ~ Klass * (B_Vatten + B_Åker) + B_Anlagd + Sed_1 + Syresättning + Konduktivitet + Temperatur + Ålder + Avrinn_volym	M5: Vald modell	29	-1421,77	2902,90	0,34	0,20
abundans ~ Klass * (B_Vatten + B_Åker) + B_Anlagd + Sed_1 + Syresättning + Konduktivitet + Temperatur + Ålder + Avrinn_volym + B_Öppen	Likvärdig modell, B_öppen icke signifikant	30	-1420,78	2903,03	0,47	0,19
abundans ~ Klass * (B_Vatten + B_Åker) + B_Anlagd + Syresättning + Konduktivitet + Temperatur + Ålder + Avrinn_volym	syresättning, ålder icke signifikanta	28	-1423,1	2903,47	0,91	0,15
abundans ~ Klass + Sed_1 + Sed_4 + Temperatur + Konduktivitet + Syresättning + Ålder + Avrinn_volym + PC1 + PC2 + Flikighet + (1 Damm) + (1 Fälla)	Full modell	20	-1446,34	2933,33	30,77	0,00
abundans ~ 1	nollmodell	2	-6673,29	13350,59	10448,03	0,00

Modellering av drivare av abundans med hänsyn till toleransnivå

M6: Abundans ~ Tolerans * (Sed_1 + Avrinn_volym + B_Anlagd + B_Åker) + Temperatur

Tabell A 11: Koefficienttabell av modellen M6

Variabel	Estimat	Standard error	p-värde
Intercept (låg tolerans)	-1,225	0,232	<0,001***
Tolerans	2,872	0,279	<0,001***
Sed_1	0,730	0,237	0,002**
Avrinn_volym	-0,402	0,307	0,190
B_Anlagd	-0,297	0,663	0,654

<i>B_Åker</i>	0,181	0,756	0,811
<i>Temperatur</i>	1,049	0,164	<0,001***
<i>Hög tolerans * Sed_1</i>	-0,913	0,297	0,002**
<i>Hög tolerans * Avrinn_volym</i>	0,911	0,361	0,012*
<i>Hög tolerans * B_Anlagd</i>	2,531	0,825	0,002**
<i>Hög tolerans * B_Åker</i>	2,909	0,928	0,002**

Tabell A 12: AICc Tabell för modellvalet för drivare av abundans med hänsyn till toleransnivå

Modell	Typ, motivering	df	logLik	AICc	delta	weight
abundans ~ Tolerans * (Sed_1 + Avrinn_volym + B_Anlagd + B_Åker) + Temperatur	M6: Vald modell	12	-1249,97	2524,25	0,00	0,32
abundans ~ Tolerans * (Sed_1 + Avrinn_volym + B_Anlagd + B_Åker) + Temperatur	Area i stället för avr/vol- mindre variabel	12	-1250,38	2525,06	0,81	0,21
abundans ~ Tolerans * (Sed_1 + Avrinn_volym + B_Anlagd + B_Åker + B_Vatten + B_Öppen + B_Skog) + Temperatur	Många insignifikanta interaktions-termer	18	-1244,40	2525,47	1,22	0,17
abundans ~ Tolerans * (Sed_1 + Avrinn_volym + B_Anlagd + B_Åker) + Konduktivitet + Temperatur	Konduktivitet icke signifikant	13	-1249,68	2525,71	1,47	0,15
abundans ~ Tolerans * (Sed_1 + Avrinn_volym + B_Anlagd + B_Åker) + Temperatur + Flikighet	Flikighet icke signifikant	13	-1249,79	2525,92	1,68	0,14
abundans ~ Tolerans * (Sed_1 + Sed_4 + Temperatur + Konduktivitet + Syresättning + Ålder + Flikighet + Area + Avrinningsområde + PC1 + PC2) + (1 Damm) + (1 Fälla)	Full modell	27	-1244,59	2544,67	20,42	0,00
abundans ~ 1	Nollmodell	2	-5480,97	10965,96	8441,71	0,00

Tabell A 13: Fysiska faktorer, koordinater och vegetationsdata för dagvattendammarna

Damm	ID	Kommun	Koordinater (m2)	Yta (m)	Omkrets (m)	Flikighet	Konstrukt- ionsår	Avrinnings- område (ha)	Markanvändning i avrinningsområde	Maxdjup (cm)	Sediment- typ	Flytande vegetation (% av ytan)	Buskage/Vass (% av strandlinje)	Undervattens- vegetation (% av ytan)
Groddammen			55.512705, 13.257522	4745	432	1,77	?	9,00	Industri	168	87	4	20%	100%
Östra Industridammen			55.508613, 13.260558	5244	388	1,43	2013	12,6	Industri (ca 90%), Villabebyggelse	250	110	2	20%	70%
C-dammen			55.507284, 13.217282	4443	393	1,66	2001	35,5	Villabebyggelse, kyrkogård	150	57	3	0%	98%
Kristinebergsparken Östra			55.539193, 13.083150	3142	229	1,15	2007	7,5	Villabebyggelse	200	50	3	0%	45%
Gotthardsdammen			55.687069, 13.059497	730	146	1,52	2005	3	Villabebyggelse	60	60	2	10%	100%
Kaserndammen			55.580911, 13.080058	296	63	1,03	1992	8,8	Villabebyggelse, öppen mark	55	15	3	80%	80%
Tygelsjöbackens ekokorridor			55.519640, 12.990829	2967	236	1,22	2006	8,6	Villabebyggelse, åker, öppen mark	100	50	2	0%	99%
Elinelundsdi- ket			55.562727, 12.957901	4072	335	1,48	2001	88	villabebyggelse, flerbostadshus	60	30	4	20%	99%
Norra Vinstorpsdammen			55.676886, 13.081906	1288	203	1,60	1992	2,8	Industri	70	40	4	5%	99%
Arkonaparken			55.715511, 13.242971	1671	165	1,14	2006	4,3	Flerbostadshus	100	65	3	0%	50%
Centrondammen			55.667692, 13.140264	1019	170	1,50	1994	7,7	Villabebyggelse	120	41	2	0%	40%
Bo97			55.645526, 13.224172	2101	272	1,67	1997	6,7	Villabebyggelse	210	62	2	15%	90%
Nevisborg			55.639859, 13.218315	2619	268	1,48	1951	62,4	Villabebyggelse	50	50	2	40%	50%
Kronoslätt			55.629696, 13.175003	7705	334	1,07	2022	70,4	Industri	130	130	1	0%	80%
Vikhem III			55.631615, 13.198480	1611	267	1,88	2014	31	Villabebyggelse	135	88	1	0%	90%

Tabell A 14: Resultat av PCAn på fysiska faktorer

Variabler	PC1	PC2
<i>Sedimenttyp_1</i>	0,3570	-0,2163
<i>Sedimenttyp_2</i>	-0,0233	0,0301
<i>Sedimenttyp_3</i>	0,0137	0,1241
<i>Sedimenttyp_4</i>	-0,2911	0,0112
<i>Djup</i>	-0,0593	-0,3754
<i>Secchi-djup</i>	0,1428	-0,4077
<i>Temperatur</i>	0,2925	0,1957
<i>pH</i>	0,4503	0,0106
<i>Turbiditet</i>	0,1692	-0,1563
<i>Konduktivitet</i>	0,1657	0,2363
<i>Syresättning</i>	0,4033	-0,0664
<i>Flytande veg</i>	-0,0228	0,3805
<i>Strandveg</i>	-0,1404	-0,0465
<i>Undervattensveg</i>	0,2990	0,0459
<i>Total veg</i>	0,0706	0,2296
<i>Area</i>	0,0285	-0,2921
<i>Flikighet</i>	-0,1939	-0,1848
<i>Ålder</i>	-0,2730	0,1118
<i>Avrinningsområde</i>	0,1423	0,0353
<i>Avrinningsområde/dammvolym</i>	0,0911	0,4142
<i>Importance of components:</i>		
<i>Standard deviation</i>	2,1159	1,8821
<i>Proportion of Variance</i>	0,2356	0,1864
<i>Cumulative Proportion</i>	0,2356	0,4220

Tabell A 15: Resultat av PCAn på föroreningar

Substanser	PC1	PC2
<i>Alifater >C16-C35</i>	0,2722	-0,0515
<i>Aromater >C10-C16</i>	0,2680	0,1421
<i>Arsenik, As</i>	0,2099	-0,4333
<i>Barium, Ba</i>	0,0613	-0,3553
<i>Bensen</i>	0,2770	0,1618
<i>Bly, Pb</i>	0,3220	0,0163
<i>Kadmium, Cd</i>	0,1336	-0,0710
<i>Kobolt</i>	0,2880	0,2085
<i>Koppar, Cu</i>	0,3047	-0,1768
<i>Krom, Cr</i>	0,2727	0,1857
<i>Kvicksilver, Hg</i>	0,2229	-0,4201
<i>Nickel, Ni</i>	0,2746	0,1718
<i>Summa PAH Hög</i>	0,2728	0,1626
<i>Summa PAH Medel</i>	0,2335	0,2182
<i>Summa PCB7</i>	0,1173	-0,4923
<i>Zink, Zn</i>	0,3001	0,0004

<i>Importance of components:</i>		
<i>Standard deviation</i>	3,083	1,688
<i>Proportion of Variance</i>	0,594	0,178
<i>Cumulative Proportion</i>	0,594	0,772

Tabell A 16: Indelning i toleranskategorier och funktionell födogrupp för varje art och vilka källor som användes för bestämningen. Gråmarkerade inkluderades ej i toleransmodelleringen

Art	Tolerans	Funktionell födogrupp	Källa
<i>Acroloxus lacustris</i>	Hög mot eutrofi	Skrapare	(Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026e)
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	Hög mot föroreningar, salt	Rovdjur	(Chessman, 2001; SLU Artdatabanken, 2026a)
<i>Ampullaceana balthica</i>	Hög mot allt	Skrapare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026m)
<i>Anisus vortex</i>	Hög mot eutrofiering	Skrapare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026q)
<i>Asellus aquaticus</i>	Hög mot föroreningar, mycket	Sönderdelare	(Hallstan m.fl., 2020; O'Callaghan m.fl., 2019; SLU Artdatabanken, 2026u; Whitehurst, 1991)
<i>Bithynia tentaculata</i>	Hög mot eutrofi, salt	Skrapare	(Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026s)
<i>Caenis</i> sp	Låg till medium	Samlare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)
<i>Chironomus</i> sp	Hög mot det mesta, särskilt syre	Samlare	(Hallstan m.fl., 2020; Waldvogel m.fl., 2019)
<i>Cyrrnus</i> sp	Låg mot föroreningar	Sönderdelare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; van der Geest m.fl., 2000)
<i>Cyrrnus trimaculatus</i>	Låg mot föroreningar	Sönderdelare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; van der Geest m.fl., 2000)
<i>Diptera</i> sp (a)	För stor grupp		
<i>Diptera</i> sp (b)	För stor grupp		
<i>Diptera</i> sp (c)	För stor grupp		(Chessman, 2001)
<i>Ecnomus tenellus</i>	Medium, lite tolerant mot salt. Känslig enligt Hallstan	Rovdjur , Samlare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026c)
<i>Ephemeroptera</i> sp (a)			
<i>Ephemeroptera</i> sp (b)	Låga mot föroreningar (a,b,c)		(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)
<i>Ephemeroptera</i> sp (c)			
<i>Erpobdella octoculata</i>	Hög mot föroreningar, salt	Rovdjur	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026i)
<i>Erpobdella testacea</i>	Hög mot föroreningar, salt	Rovdjur	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026d)
<i>Gammarus pulex/lacustris</i>	Låg mot föroreningar, annat. Tålig enligt Hallstan	Sönderdelare	(Hallstan m.fl., 2020; Whitehurst, 1991)
<i>Glossiphonia complanata</i>	Hög mot föroreningar, salt	Rovdjur	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026g)

<i>Gyraulus albus</i>	Hög mot allt eutrofiering, föroreningar	Skrapare	(Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026k)
<i>Gyraulus crista</i>	Hög mot eutrofiering, salt	Skrapare	(Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026o)
<i>Haliphus sp</i>	Hög mot föroreningar	Sönderdelare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)
<i>Helobdella stagnalis</i>	Hög mot föroreningar, salt	Rovdjur , parasit	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026h)
<i>Hemiclepsis marginata</i>	Hög , allmänt tolerant	Parasit	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)
<i>Hippeutis complanatus</i>	Hög mot eutrofi, föroreningar	Skrapare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026j)
<i>Hydrachnidiae sp</i>	Låg mot föroreningar. Tålig enl hallstan	Rovdjur , parasit	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)
<i>Hydrodroma sp</i>	Låg mot föroreningar. Tålig enl hallstan	Rovdjur , parasit	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)
<i>Nematoda sp</i>	För stor grupp		
<i>Odonata sp</i>	För stor grupp	Rovdjur	
<i>Oecetis furva</i>	Låg mot mycket. Tålig enligt Hallstan	Rovdjur	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026l)
<i>Oecetis ochracea</i>	Låg , något tolerant mot salt	Rovdjur	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; PîRVU m.fl., 2012)
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Hög , invasiv	Sönderdelare , Rovdjur	(SLU Artdatabanken, 2026p)
<i>Phryganea bipunctata</i>	Låg	Rovdjur , Sönderdelare	(Hallstan m.fl., 2020)
<i>Physella acuta</i>	Hög , invasiv	Skrapare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026t)
<i>Pisidium sp</i>	Medium	Filtrerare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; Tampo m.fl., 2021)
<i>Planorbarius corneus</i>	Hög mot eutrofi	Skrapare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026n)
<i>Radix auricularia</i>	Hög mot eutrofi, medel mot salt	Skrapare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026v)
<i>Sialis sp</i>	Låg	Rovdjur	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)
<i>Sphaerium corneum</i>	Medium	Filtrerare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; Tampo m.fl., 2021)
<i>Stagnicola palustris</i>	Hög mot salt, eutrofi, amfibisk	Skrapare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2026b)
<i>Tanytus sp</i>	Hög -medium	Rovdjur , samlare	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)
<i>Theromyzon tessulatum</i>	Hög	Parasit	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)
<i>Valvata piscinalis</i>	Medium (eutrofi)- Låg (syre, föroreningar)	Skrapare	(Hallstan m.fl., 2020; Schultes, 2013; SLU Artdatabanken, 2026r)
<i>Zygoptera sp</i>	För stor grupp	Rovdjur	(Chessman, 2001; Hallstan m.fl., 2020)