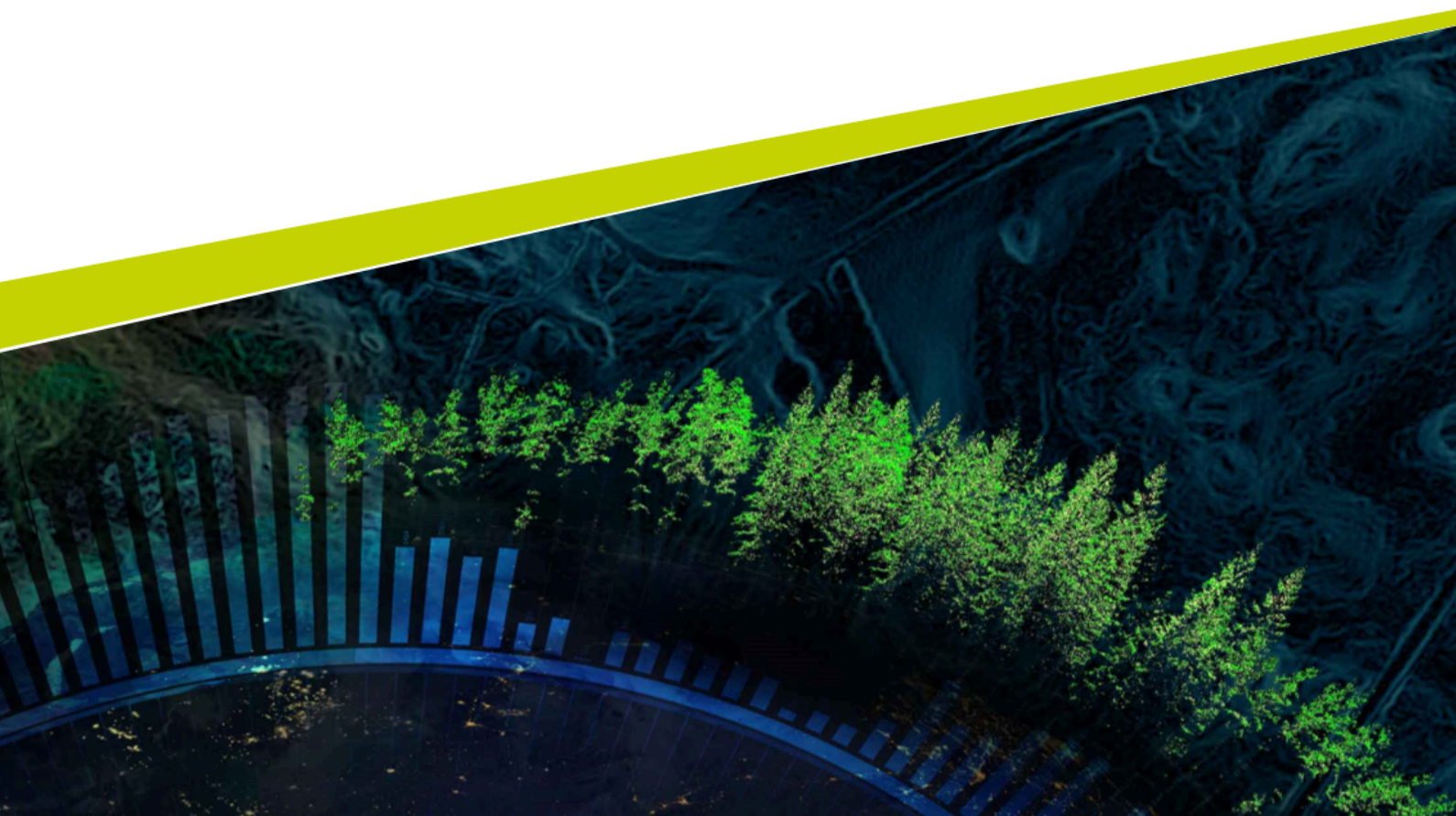




Hur kan dammar påverka den urbana biologiska mångfalden?

Saga Forsberg

Examensarbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Landskapsingenjörsprogrammet
Alnarp 2024



Hur kan dammar påverka den urbana biologiska mångfalden?

How can ponds influence urban biodiversity?

Saga Forsberg

Handledare: Frida Andreasson, Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Examinator: Mats Gyllin, Sveriges Lantbruksuniversitet, institutionen för människa och samhälle

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i landskapsarkitektur
Kurskod: EX0841
Program: Landskapsingenjörsprogrammet
Kursansvarig inst.: Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Utgivningsort: Alnarp
Utgivningsår: 2024
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

Nyckelord: Biologisk mångfald, biodiversitet, öppna vatten, dagvattenlösning, urban, ekosystem, ekosystemtjänster, grön-blå infrastruktur, arter, klimatförändringar

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Sammanfattning

Denna litteraturstudie sammanställer forskningsresultat från andra studier. Det finns många faktorer som påverkar urban biologisk mångfald, som exempelvis vattenföroreningar, övergödning, urban heat island effekten, förekomsten av invasiva arter, angränsande landskapstyp, val av skötsel och utformning av dammen. En av de största faktorerna som påverkar urban biodiversitet sågs vara förlusten av urbana dammar. Det framkom att ett samband mellan biologisk mångfald och förekomsten av ett nätverk av dammar och gröna och blå korridorer är en betydande faktor i hur omfattande och stabil den urbana biologiska mångfalden är. Vid förlusten av urbana dammar fragmenteras detta nätverket vilket riskerar att vissa dammar hamnar i mindre nätverk och andra dammar isoleras, vilket gör att de artpopulationerna som finns vid dessa ekosystem blir mer sårbara för utrotning från området. Det undersöktes även hur skötsel och anläggning av urbana dammar spelar in i den biologiska mångfalden, och man kom fram till att vissa aspekter genererar mer biologisk mångfald än andra, och att andra element eliminerar vissa arter från området. Man kom även fram till att en mångfald av olika typer av förhållanden i dammar skapar den största artmångfalden, då olika typer av ekosystem passar till olika uppsättningar av arter. Eftersom denna mångfald av ekosystem främjar urban biodiversitet kan användningen av dammar för ekosystemtjänster som översvämningsskydd också främja biodiversiteten, och därmed behöver inte avväganden göras om ifall biodiversitet eller funktionalitet ska prioriteras i varje damm.

Abstract

This literature review compiles research findings from other studies. There are many factors that affect urban biodiversity, such as water pollution, eutrophication, the urban heat island effect, the presence of invasive species, adjacent landscape type, type of management and design of the pond. One of the biggest factors affecting urban biodiversity identified as the loss of urban ponds. It was found that a relationship between biodiversity and the presence of a network of ponds and green and blue corridors is a significant factor in the extent and stability of urban biodiversity. In the case of the loss of urban ponds, this network is fragmented, which risks that some ponds end up in smaller networks and other ponds are isolated, which makes the species populations found at these ecosystems more vulnerable to extinction from the area. It also examined how the management and construction of urban ponds affects biodiversity, and found that some aspects generate more biodiversity than others, and that other elements eliminate certain species from the area. It was also concluded that a diversity of different types of conditions in ponds creates the greatest species diversity, as different types of ecosystems suit different sets of species. As this diversity of ecosystems promotes urban biodiversity, the use of ponds for ecosystem services such as flood protection can also promote biodiversity, and thus there is no need to reconsider whether biodiversity or functionality should be prioritized in each pond.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	2
Abstract	2
-Innehållsförteckning-	3
1. Inledning	4
1.1 Syfte	6
1.1.1 Frågeställning	6
2. Metod	6
2.1 Avgränsningar	7
3. Resultat	7
3.1. Förlusten av dammar	8
3.1.1. Gröna och blå korridorer	9
3.2. Faktorer som påverkar biologisk mångfald i och runt urbana dammar	11
3.2.1. Vattenkvalitet	11
3.2.2. Urban heat islands påverkan på urbana dammars biologiska mångfald	14
3.2.3. Invasiva arter och inplanterade arter	14
3.2.4. Nackdelar med urbana dammar	16
3.2.5. Jämförelse mellan urbana och rurala dammar	17
3.3. Anläggning och skötsel av damm för biologisk mångfald	18
4. Diskussion	22
5. Slutsats	25
6. Referenser	26
Figurförteckning:	3
Figur 1. (Egen bearbetning)	9
Figur 2. (Egen bearbetning)	18
Figur 3. (Egen bearbetning)	21

1. Inledning

Idag pågår en storskalig utrotning av många djur- och växtarter på grund av klimatförändringar och landanvändning (Duncan et al. 2011). När städerna expanderar försvinner många habitat för olika arter, och därför är det viktigt att man arbetar för att bevara ekosystem och biologisk mångfald i så stor utsträckning som möjligt även i städer (Oke et al. 2021). En minskad andel naturliga landskap till förmån för anläggning av städer tar bort många naturliga sötvattenhabitat och försämrar kvaliteten på de som finns kvar (Oke et al. 2021). Genom att fragmentera dessa naturliga habitat så att endast få, modifierade grönutrymmen finns kvar i städerna, har man sett att den inhemska artdiversiteten i städerna har sjunkit, så till den grad att man nu i vissa städer talar om en biologisk öken (Damon et al. 2016). Med den eskalerande utrotningen av djur- och växtarter, klimatförändringar och utvecklingen av landsbygd och urbana miljöer i åtanke så har vikten av biologisk mångfald blivit ett allt mer omdiskuterat ämne inom akademien.

I ett ständigt föränderligt klimat förutspår forskare att regnet kommer öka i Sverige de kommande åren (SMHI 2020). Detta tillsammans med att städer växer och skapar ett hårdgjort lock över jorden gör att risken för översvämningar ökar (Ghofrani et al. 2017). Blågrön infrastruktur är en gemensam benämning för de blå och gröna elementen i staden, som kan verka positivt bland annat för biologisk mångfald (Ghofrani et al. 2017). Biologisk mångfald är dock sällan huvudfokuset för dessa strukturer, utan det handlar snarare om att magasinera och sakta ner regnvattnet för att förhindra översvämningar, samt att ta emot föroreningar via avrinning och reglera klimatet i gröna områden (Pankratz et al. 2007). Ett exempel på sådana strukturer är urbana dammar (Barjenbruch 2022).

Urban heat island är ett fenomen som uppstår i städer där temperaturen i staden blir högre än utanför staden (Li et.al 2016). Detta beror på att man hårdgör mycket yta i staden, vilket gör att det mesta materialet är torrt (Li et.al 2016). Denna hetta skapar ett klimat som de djur som vanligen finns i det området inte klarar av, vilket påverkar den biologiska mångfalden i staden och området överlag negativt (Wilby och Perry 2006). Man projekterar ofta öppna vatten och grönområden i städer för att minska denna effekt. Studier visar på att vattnets temperaturutjämnande förmåga inte sänker temperaturen, utan endast håller den mer stabil under dygnet (Steeneweld et.al 2014). Aflaki et.al (2017) skriver att med mer grönska minskar denna effekten av urban heat island med en temperatursänkning av upp till 4.5 grader C (Aflaki et.al 2017).

För att städer ska kunna klara sig i framtiden behöver man börja tänka mer hållbart kring dagvattenhanteringen (Ghofrani et al. 2017). En vanlig lösning i arbetet mot översvämning är att anlägga urbana dammar (Barjenbruch 2022). Dessa har visats kunna bidra med habitat till många arter och har därmed stora möjligheter för att höja biodiversiteten i städerna (Oertli och Parris 2019). Arbete

har påbörjats och under de senaste decennierna har man uppmätt högre kvalitet på de kemiska, biologiska och fysiska aspekterna på urbana dammar (Hill et al 2016). Lagstiftningen kring behandlingen av smutsigt vatten och avloppsvatten har även förbättrats och även om det under de senaste åren funnits många förbättringar av de urbana akvatiska systemen så har mängden akvatiska system i städerna minskat (Hill et al 2016). Detta beror på att allt fler människor flyttar till städerna och att städerna därmed upptar en allt större yta (Hill et al 2016). Stora förluster av grönbåa miljöer kommer troligen att påverka de urbana dammarna enormt, samt florin och faunan som lever på dessa områden (Hill et al 2016). Även biologisk mångfald och kompositionen av djurarter i urbana områden kommer att påverkas (Hill et al 2016). FN (2023) beräknar att ca 70% av världens befolkning kommer att bo i städer före 2050, samtidigt som allt större delar av landytan upptas upp av expanderande städer. FN har även upprättat globala mål att arbeta mot för en hållbar framtid, där mål nr 15 (Ekosystem och biologisk mångfald) arbetar mot att bevara och hejda förlusten av biologisk mångfald (Globala Målen 2022). Eftersom urbana landskap är ständigt expanderande är prioriteten av gröna och blåa utrymmen en viktig faktor i regionens biologiska mångfald och hållbarheten av de lokala ekosystemen (Dearborn och Kirk 2010). Ecosystem Assessment (2005) har kommit fram till att många fördelar och produkter som ekosystemen ger bidrar till människors livskvalitet och välbefinnande, vilket har gett detta värde namnet Ekosystemtjänst (World Resources Institute, 2005). Invånare i städer utsätts för ett annat klimat än det som finns ute på landet, och därför spelar urbana ekosystemtjänster en stor roll i stadslevande människors livskvalitet (Sirakaya 2017). Fuller (2007) skriver att i urbana gröna utrymmen kommer den psykologiska hälsan ökar med ökad biologisk mångfald, sett på mängden arter av fjärilar, fåglar och framförallt växter. Detta visar att urbana grönutrymmen inte bara behöver innehålla växter, utan även en diversitet på dessa växter för att området ska få ut maximala ekosystemtjänster från området (Fuller 2007).

För att ett blågrönt element ska vara mer ekologiskt verkande behöver det vara mer likt de naturliga motsvarigheter som finns, till exempel våtmarker, dammar och så vidare, då dessa skapar naturliga habitat till många djur och växter (Hassall 2014). Så möjliggör exempelvis system av urbana vattenkroppar spridning och etablering av olika organismer (Hassall 2014). L. Pille och I. Säumel (2021) skriver att man i förvaltningen av dagvattensystem sällan har vikten av biologisk mångfald i åtanke, då man ofta endast arbetar med att bli av med vattnet på mest effektiva sätt och det är inte alltid dammarna med högst biologisk mångfald som enligt den allmänna uppfattningen är de mest tilltalande.

Biologisk mångfald innebär rikedom på variation i naturen. Denna rikedom kan definieras på olika nivåer; mångfald av ekosystem, mångfald av arter och genetisk variation inom arterna (Naturvårdsverket u.å B). Ett ekosystem inkluderar arter inom ett område i en viss naturtyp (Naturvårdsverket u.å). Ett ekosystem omfattar även sätten som alla arterna i området samspelar med varandra, samt de ämnen jorden innehåller och de processer som sker där

(naturvårdsverket u.å.). Artdiversitet definieras som artskillnader inom och mellan ekosystem, ofta med hjälp av variablerna för artrikedom, populationsstorlek och hur jämnt arterna är fördelade mellan de olika ekosystemen (Hamilton, 2005). Widdicombe (2002) skriver att det finns ett positivt förhållande mellan biologisk mångfald och ekosystemens funktionalitet och hållbarhet. Om artdiversiteten i ett ekosystem är hög kan vissa arter falla bort, och andra arter ta deras plats och fylla deras funktion (Widdecombe 2002). Om artdiversiteten är låg kan denna möjlighet försvinna, och då blir ekosystemet mycket sårbart (Widdecombe 2002). Många djur är beroende av att flera olika miljöer finns tillgängliga, då de ofta använder olika platser under olika stadier i sina liv (naturvårdsverket u.å.). En variation av naturtyper är därför viktigt för att bevara artdiversiteten. (naturvårdsverket u.å.)

Naturvårdsverket (u.å) skriver att den genetiska variationen är viktig för att en population ska bli hållbar. Om den genetiska variationen är stor kommer det att finnas ett större urval av egenskaper hos individerna. Detta är viktigt i föränderliga miljöer då möjligheten att arten eller populationen anpassar sig till de nya förhållandena blir större. (naturvårdsverket, u.å)

1.1 Syfte

Informationen kring hur öppna vatten i städerna kan främja den biologiska mångfalden i städerna är idag mycket spridd och finns i liten skala i många studier. Syftet med denna litteraturstudie är att ge en mer överskådlig och bild av det öppna vattnets betydelse för den biologiska mångfalden i staden.

1.2 Frågeställning

Texten delas in i tre kapitel för att besvara frågeställningen:

- 3.1. Förlusten av urbana dammar
- 3.2. Faktorer som påverkar biologisk mångfald i och runt urbana dammar
- 3.3. Anläggning och skötsel av damm för biologisk mångfald

Huvudfrågeställningen är:

- Hur kan dammar påverka den urbana biologiska mångfalden?

2. Metod

För att besvara syftet valdes en arbetsgång i form av en litteraturstudie. I en litteraturstudie hämtas all fakta från annat vetenskapligt litterärt material (Friberg 2006). En litteraturstudie utgår från en tydligt formulerad fråga som ämnas

besvaras genom tolkning och analys av relevant forskning (Forsberg och Wengström 2016).

För att skapa en problemformulering av intresse gjordes ett antal avväganden om huruvida ämnet låg inom ramarna för en landskapsingenjörs kunskapsområde. Därefter gjordes ett antal sökningar i Scopus och Google Scholar för att se om tillräckligt med data fanns inom ämnesområdet för att göra en litteraturstudie i magnituden av ett kandidatarbete. Samtidigt gjordes avväganden för att se till att problemformuleringen kunde bidra med något nytt.

För att ta fram ett syfte skapades frågeställningen "Hur kan dammar påverka den urbana biologiska mångfalden?". Denna frågeställning utgjorde ramarna inom vilka arbetet hölls. Litteraturstudien delades sedan in i ett antal underrubriker som presenterade ämnen som gav upphov till en diskussion. Ingen data ignorerades i preferens för data som mer passade målet av slutsatsen, utan både för- och nackdelar med strukturerna som skapar biologisk mångfald i städer togs i beaktning i studien.

För att hitta information om ämnet gjordes sökningar i två databaser; Scopus och Google Scholar. Sökbegreppen bestod av ord som ingick i frågeställningen, men även andra begrepp och synonymer. Sökningarna skedde till största delen på engelska, med vissa undantag på svenska. De bärande begreppen som användes var: urban, pond, biodiversity, wetland, "green-blue infrastructure", "urban heat island", "wildlife corridor", m.m. Flera av studierna som hittades refererade till andra studier som sedan också lästes och användes i resultatdelen.

Eftersom det inte fanns tillräckligt med relevanta studier som kunde hjälpa besvara frågeställningen från de senaste åren så valdes ingen geografisk avgränsning.

2.1 Avgränsningar

Denna studie har inte gått in på större detalj om uppbyggnad av olika former av blå lösningar. Inga projekteringsförslag, intervjuer eller enkätundersökningar har gjorts, då denna studie endast haft i syfte att samla ihop data från andra studier och litterärt material.

3. Resultat

Dammar representerar en grupp habitat vars biodiversitet förfaller snabbare än terrestra habitat (Hassall 2014). En damm brukar definieras som en våtmark med

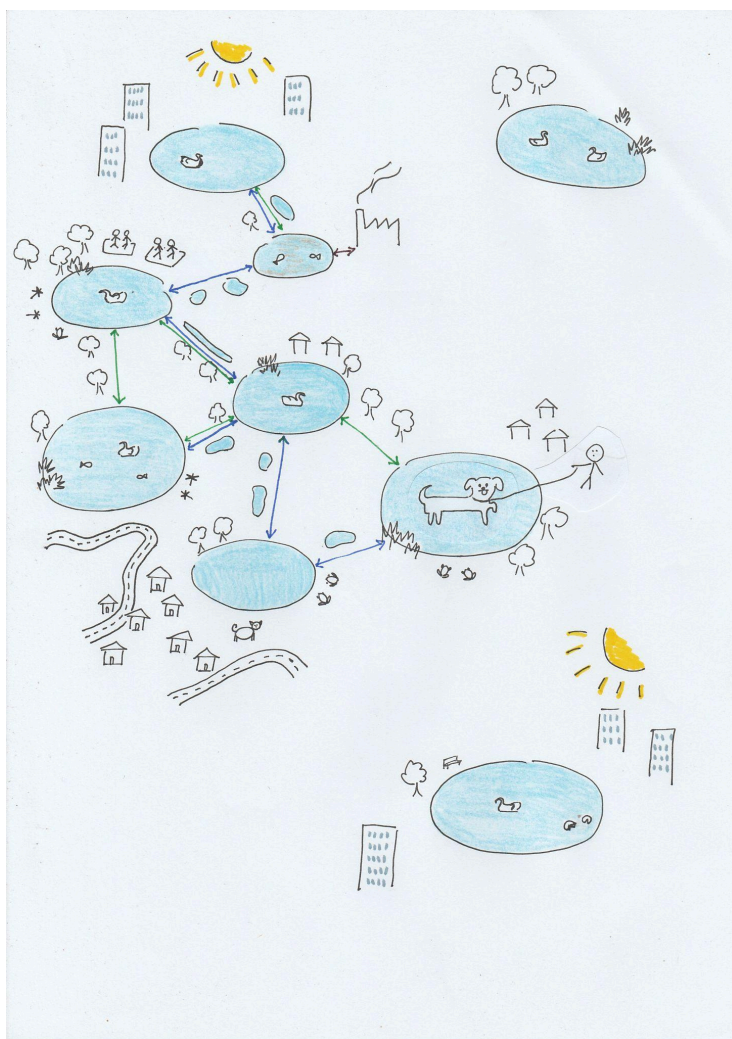
en yta på mindre än 2 hektar (Hill et al. 2017). En damm är även grund och har uppstickande vegetation både i och runt dammen (Richardson et al. 2022). De stora hoten mot biologisk mångfald i dammar är antropogen påverkan i form av inplantering av invasiva arter, vattenföroreningar, överanvändning av mark, modifikationer i flöde in och ut ur dammen samt konstruktion av dammar utan biologisk mångfald i åtanke (Hassall 2014). I städer används dammar för att reglera regnvatten och motverka översvämningar, vilket ofta resulterar i dammar med högt behov av skötsel (Hassall 2014). Medan dessa dammar kan variera väldigt mycket i struktur och förvaltning så har studier visat att de kan bidra med stor biologisk mångfald till området, speciellt om det finns få andra grönytor och dammar i närheten (Hassall 2014).

3.1. Förlusten av dammar

Dammar i urbana miljöer har försvunnit på grund av att ytan de utgör använts i förtätningen av städer. Ca 55% av dammarna som försvann i Sverige gjorde det kring 1914-1970, och idag försvinner dammar med en mycket långsammare takt (Hassall 2014). Man har även sett att många andra länder i Europa och runt om i världen följer liknande mönster med nedtrappning av att ta bort dammar under de senaste åren (Hassall 2014). Hur nära dammar ligger varandra i ett landskap är en av nyckelfaktorerna för att området ska ha hög biologisk mångfald, vilket inte är konstigt med tanke på den barriär urbana strukturer utgör för vandrande organismer (Hassall 2014). Biologisk mångfald i en urban damm korrelerar till förekomsten av närliggande dammar i landskapet (Deacon et al. 2018). I ett nätverk av dammar kan populationer röra sig mellan dammarna (Deacon et al. 2018). Försvinnandet av dammar utgör därför en stor risk för att nätverken av dammar inte ska vara lika sammanhängande (Hassall 2014). Därmed måste bevarandet av dammar i urbana kontexter vara centralt för att även kunna bevara biologisk mångfald i urbana miljöer (Semlitsch 2000). Se fig 1 för visualisering av ett urbant nätverk av dammar.

Urbanisering skapar en fragmentering av landskapet, vilket resulterar i att nätverket av dammar fragmenteras och skapar mindre nätverk, samt att vissa dammar helt isoleras från nätverket (Oertli och Parris 2019). Nätverket av dammar spelar en viktig roll i arters överlevnad då arter som har flera populationer över staden behöver komma i kontakt med varandra för att ha en hållbar genetisk diversitet i sina populationer över tid (Oertli och Parris 2019, Naturvårdsverket 2023 A). Denna fragmentering påverkar olika arter i olika grad. Oertli och Parris (2019) beskriver fyra kategorier som olika arter kan delas in i beroende på deras spridningsstrategier; Markbunden spridning (ex. groddjur), aktiv spridning genom luft (ex. sländor), passiv spridning genom luft (ex. frön) och passiv spridning genom en bärare (ex. vissa blötdjur som transporteras via fåglar och däggdjur). Inom dessa kategorier finns också stora skillnader i spridningsförmåga; exempelvis kan fåglar flyga mycket längre än flugor (Oertli

och Parris 2019). Om barriärer är borträknade kan avståndet för spridning ligga på allt mellan några meter och flera kilometer, medan barriärer som stora byggnader och vägar radikalt kan minska avståndet en art kan sprida sig på genom ett urbant landskap (Oertli och Parris 2019). Spridningsbarriärer tillsammans med förlusten av dammar i urbana landskap gör att fragmenteringen av nätverket av dammar blir större, samt att fler dammar blir isolerade från nätverket (Oertli och Parris 2019). Överlevnadsgraden för en art ökar med tätheten av dammar i nätverket (Semlitsch 2000).



Figur 1. Egen bearbetning. Bilden visar en schematisk överblick över hur ett urbant nätverk av dammar ser ut, samt hur dammar kan isoleras från nätverket. Till stor del återfinns samma arter genom nätverket men de dammar som är isolerade har en annan komposition, ofta med lägre artvariation. Dammarna i nätverket kan utsättas för flera olika typer av störningar men hämtar sig lättare på grund av att de kan återpopuleras genom att sprida sig genom nätverket.

3.1.1 Gröna och blå korridorer

Landanvändningen runt dammar påverkar mängden växt- och djurarter som förekommer på området. I en studie av Hyseni et al (2021) kring dammar i områden med hög population i Stockholm såg man att de dammar som låg i naturtyper av gräsmark och skog hade hög artdiversitet och lite skillnad mellan artkompositionerna i dammarna, medan dammar som låg i artificiell terräng hade

låg artdiversitet stora skillnader i artkomposition mellan dammar. Dammarna som låg i artificiell terräng hade få blågröna korridorer mellan dammarna, vilket gjorde att man såg en korrelation mellan hög artdiversitet och antalet blågröna korridorer (Hyseni et al. 2021).

Åar och bäckar och deras strandzoner kan även verka som blå och gröna korridorer för både land- och vattenlevande organismer, och hjälpa till att förbättra spridningen mellan dammar (Heino et al., 2017). Även öppna diken och vattenfyllda svackor kan bilda ett nätverk av livsutrymmen för mindre arter, samt underlätta spridningen av många arter (Feuerbach 2014). Växter och djur använder sig ofta av dessa refugier för att ta reträtt under ogynnsamma förhållanden för att sedan kunna åter sprida sig till större utrymmen (Feuerbach 2014). Om grönområden finns i relativ närhet till dammar kan denna växtlighet även utgöra habitat för groddjur i sina landlevande livsstadier (Oertli och Parris 2019). Även närheten till skogsområden korrelerar med förekomsten av olika arter av groddjur (Guderyahn et al. 2016). Grönområden som trädgårdar och parker, som inte är i direkt anslutning till dammar (inom 50-1000 m), främjar också biologisk mångfald i urbana dammar (Oertli och Parris 2019). Detta har syns i både förekomsten av sländor och groddjur vid dammar i närheten av öppna grönytor (Goertzen och Suhling 2013, Hamer och Parris 2011). Beroende på typ av landanvändningen i dessa grönområden kan biologisk mångfald dock påverkas negativt; exempelvis kan vissa grönytor vara i behov av intensiv skötsel i form av gödsling och användning av bekämpningsmedel, som med regnvatten kan övergöda och förorena dammen (Dodson 2008).

Hassall (2014) skriver att medan individuella dammar visar på relativt låg diversitet så har dessa habitat sinsemellan väldigt olika abiotiska och biotiska förutsättningar, vilket gör att dessa dammar tillsammans skapar en stor biologisk mångfald på en regional/landskapsnivå. På grund av arean på många av dessa mindre dammar kan deras ekosystem bli sårbara om inte andra dammar finns i området (Hassall 2014).

Många djur och växter hittar relativt snabbt till nyanlagda våtmarker utan större bekymmer, men undantag finns för bland annat groddjur (Feuerbach 2014). För groddjur blir vägen mellan dammarna lätt för lång och farlig, men studier visar på att strategiskt sammanlänkade dammar och gröna korridorer mellan dammarna kan underlätta deras spridning (Feuerbach 2014).

Det största hotet mot groddjur är fragmentering och isolering av habitat (Hamer och McDonnell 2008). Fragmentering kan påverka groddjur på en artnivå och på mängden arter som förekommer vid urbana dammar (Hitchings och Beebee 1997, Parris 2006). I en studie i Australien förutsågs endast 12-19% av antalet arter av amfibider som förekom i den minst isolerade dammen kunna förekomma i den mest isolerade dammen (Parris 2006).

Gledhill et al. (2008) skriver att dammar skapar ett nätverk av ekosystem och habitat som kan ha olika funktioner för olika organismer. För groddjur kan de verka som små refugier mellan olika dammar i annars ogästvänliga områden. Refugier är små platser där organismer kan vila för att ta sig vidare till ett nytt område. Vissa dammar är heller inte alltid lämpade för vissa arter att bo i, men är livsviktiga små habitat för de organismer som ska röra sig vidare genom området (Gledhill et al. 2008).

I många trädgårdar finns dammar av mindre storlek och även dessa är viktiga platser som refugier och platser för parning (Oertli och Parris 2019). Man har även sett att många djur snabbt koloniserar även trädgårdsdammar och att de kan vara av stort värde som extra habitat för bland annat groddjur (Hill et al. 2021). Trädgårdsdammar är ofta mindre än de som anläggs i parker, och har vanligen en yta på mellan 0.6 och 20 kvm (Hill et al. 2021). Trädgårdsdammar har möjligheten att skapa relativt oförorenade habitat, med relativt opåverkade naturområden runt omkring dammarna till skillnad från det i mer exploaterade områden (Hill et al. 2021).

3.2. Faktorer som påverkar biologisk mångfald i och runt urbana dammar

3.2.1. Vattenkvalitet

I rurala landskap som inte ligger i närheten av lantbruk kan dammar hållas relativt rena och orörda från mänsklig påverkan (Oertli och Parris 2019). Dammar som ligger i närheten av lantbruk kan däremot innehålla många olika former av föroreningar, som exempelvis bekämpningsmedel. Lantbruk orsakar ofta även läckage av näring vilket leder till att dammar blir övergödda (Brönmark and Hansson 2002). Urbana dammar är sällan orörda av vattenföroreningar (Oertli och Parris 2019). På grund av att vatten från hårdgjorda ytor som vägar ofta rinner ner i dammar tar det med sig ämnen och flytande objekt som kan finnas på vägen, som exempelvis tungmetaller, bekämpningsmedel, olika typer av mikroplaster, olja, salt, bakterier och liknande (Collins et al. 2010). Även vissa kemiska behandlingar görs på urbana dammar för att kontrollera arter som inte är önskvärda, som till exempel mygg (Collins et al. 2010). Vattenföroreningar påverkar många arters livskvalitet och förökning negativt, och exkluderar i många fall flera arter från påverkade dammar (Oertli och Parris 2019).

Urbana dammars vatten kan visa hög elektrisk konduktivitet på grund av berggrundens geologiska komposition, men hög konduktivitet kan också vara ett tecken på höga halter av salt (NaCl), näringsämnen och tungmetaller (Brand et al 2010, Stokeld et.al 2014). Konduktiviteten i vattnet är starkt kopplat till hur

urbaniserat området är som dammen ligger i, samt om industrier finns i området (Hassall och Anderson 2014). Artrikedomen i dammar med hög elektrisk konduktivitet är oftast lägre än i dammar med låg konduktivitet (Oertli och Parris 2019). Man har sett denna korrelation hos phytoplankton, makrovertebratfamiljer och groddjur (Oertli och Parris 2019). Man har även sett att vissa arter av mygg trivs i dammar med högre konduktivitet (Yadav et al. 2012). Hur olika organismer svarar på konduktivitet i vatten beror på vilka joner som orsakar konduktiviteten (Oertli och Parris 2019). Vägsalt kan exempelvis vara toxiskt för vissa groddjur redan vid mycket låga koncentrationer (Collins och Russell 2009). Även mikrovertebrater och flera andra taxonomiska grupper är känsliga för salt (Castillo et al. 2018). Man har även sett att då vissa zooplankton inte klarar höga saltnivåer i vattnet så tar phytoplankton och alger över, vilket kan leda till algbloomning (Moffett et al. 2023). Samtidigt kan vägsalt också förhindra att vissa bakterier som är skadliga för olika organismer förekommer i dammar, vilket indirekt är positivt för den biologiska mångfalden (Oertli och Parris 2019).

Dammar har en naturligt högre nivå av näring i form av kväve, fosfor och kalium löst i vattnet och sedimenterat på botten, än större system som exempelvis sjöar (Rosset et al. 2014). Flera studier visar på att tillförd näring till en våtmark leder till övergödning och obalans i ekosystem, då en kedjereaktion sker när vissa arter kan tillgodogöra sig den tillförda näringen bättre än andra (Rosset et al 2013). På grund av att dammar är övergödda är de ofta näringsrika och håller mindre biologisk mångfald än en näringsfattig damm (Rosset et al. 2014). Man har dock sett att en näringsrik damm ändå kan hålla en viss biologisk mångfald av arter som är anpassade för denna typ av förhållanden (Rosset et al. 2014). En studie av Rosset et al. (2013) visar på att biologisk mångfald runt en övergödd damm inte tar skada av att diversiteten i dammen är låg. Man såg att diversiteten av groddjur och vattensniglar inte påverkades, samt att sländor och vattenskalbaggar påverkades olika beroende på vilken typ av damm som studerades (Rosset et al. 2013). Sett på hela stadens nätverk av dammar har dammar av alla näringsnivåer, inklusive de mest övergödda dammarna, ett eget ekosystem att bidra med till den urbana biologiska mångfalden (Rosset et al. 2013). Om alla dammar i det urbana nätverket av dammar är övergödda kommer detta att påverka den sammantagna biologiska mångfalden negativt då dammarna inte ger diversitet i ekosystem (Oertli och Parris 2019). En urban damm får ofta ett överskott av näring från det att gödsel som spritts på området, ofta i parker och privata trädgårdar, förts med dagvattnet ner i dammen. Även avloppsvatten och avföring från husdjur bidrar till övergödning av dammar (Oertli och Parris 2019). Urbana dammar kan även bli övergödda genom att ha för mycket fisk och genom att vara hem till stora ank-populationer, vilket ofta förekommer i dammar där det finns mycket mat tillgängligt eller där människor matar djuren för mycket (Oertli och Parris 2019). Höga halter av näringsämnen orsakar ofta algbloomning, vilket kan innebära en hälsofara för människor och djur (Oertli och Parris 2019).

Andra föroreningar har visats kunna bioackumulera, dvs. lagras i kroppen hos olika organismer; exempelvis bioackumuleras tungmetaller i vissa akvatiska växter, kräfdjur, fiskar och groddjur (Oertli och Parris 2019). Tungmetaller har setts påverka överlevnad, beteende och immunsystem hos groddjur och påverkar även en del arter av fladdermöss negativt (Priyadarshani et al. 2015, Sievers et al. 2018A, Straka et al. 2016). Utsläppet av avloppsvatten innehåller ofta rester av medicin, bland annat östrogen, och i närheten av urbana dammar orsakar dessa kemikalier att fler groddjur föds tvåkönade, vilket påverkar populationsstorleken negativt (Smits et al. 2014). Man har även sett att groddjur och sländor ackumulerar bekämpningsmedel (Oertli och Parris 2019). Bekämpningsmedel som används i skötsel av trädgårdar och parker påverkar immunförsvaret hos vissa arter av grodor (Albert et al. 2007). Man har även observerat en bioackumulation av mikroplaster hos många akvatiska djur (Miller et al. 2020). Vissa arter påverkas inte lika mycket av föroreningar, vilket innebär att arter som faller bort kan bli ersatta av andra i de dammar som är hårt förorenade; detta påverkar alltså inte biologiska mångfalden i det urbana nätverket av dammar negativt så länge inte alla dammar är förorenade till samma grad (Oertli och Parris 2019).

Oertli och Parris (2019) skriver att om skötselåtgärder urbana dammar behövs och hur omfattande de bör vara beror på användningsområdet av dammen och vilka ekosystemtjänster man förväntas få utav den. Vissa dammar byggs för att fånga upp föroreningar och sedimentera dessa, och förekomsten av föroreningar i dessa dammar är oundviklig och visar på att dammen uppfyller sitt syfte. I dessa dammar är alltså kanske inte några skötselåtgärder nödvändiga för att höja vattenkvaliteten (Oertli och Parris 2019). Däremot är det i dessa fall viktigt att hålla djur borta från sådana områden, särskilt i de fall då det finns utrotningshotade arter i området (Sievers et al. 2018B).

Vid de dammar där syftet är biologisk mångfald och ekosystemtjänster kan däremot skötselåtgärder tas till för att sänka mängden föroreningar som kommer ner med dagvatten från området (Oertli och Parris 2019). Näring och övergödning anses där inte vara de största problemen när det kommer till biologisk mångfald, utan fokus för skötselåtgärder bör främst ligga på de andra typerna av föroreningar som förekommer i urbana dammar (Oertli och Parris 2019, Rosset et al. 2013). Samtidigt bör förvaltning och skötsel av område ta i beaktning vilka förhållanden som finns övriga delar av det urbana nätverket och i området kring den påverkade dammen, då en diversitet i dammars egenskaper och förhållanden utgör de bästa förutsättningarna för hög biologisk mångfald (Oertli och Parris 2019).

3.2.2. Urban heat islands påverkan på urbana dammars biologiska mångfald

Studier visar på att temperaturen i urbana dammar är högre än i rurala, och att denna högre temperatur kan minska hydroperioden hos temporära dammar (Johnson et al. 2013, Wilson et al. 2013). Detta varmare vatten exkluderar organismer som endast trivs i det ursprungliga klimatet som finns för området, och därför kommer artkompositionen att se annorlunda ut beroende på hur stark urban heat island effekten är vid respektive damm (Rosset and Oertli 2011). Denna effekt kan vara positiv för biologiska mångfalden om arter från varmare områden flyttar dit och därmed höjer antalet arter på området (Oertli och Parris 2019). Samtidigt kan ett varmare klimat bjuda in för kolonisering av invasiva arter som tidigare inte trivts på platsen på grund av en lägre temperatur (Gaertner et al. 2016). Man har även sett att vissa arter snabbt anpassas till ett varmare klimat, och som därmed kan leva i dammar som påverkas av urban heat island effekten (Oertli och Parris 2019). Samtidigt kan förekomsten av dammar och grönytor i städer motverka urban heat island effekten genom att härbärgera och evapotranspirera vatten och därmed sänka temperaturen i städer (Gunawardena et al. 2017). Grönytor som innehåller mycket träd har setts ha störst inverkan på temperatursänkning (Gunawardena et al. 2017). Därför kan placering av dammar nära grönytor hjälpa till att jämna ut temperaturen även i dammarna, och sänka värmen i vattnet.

3.2.3. Invasiva arter och inplanterade arter

Förekomsten av invasiva arter och icke inhemska arter är ett stort hot mot den biologiska mångfalden i urbana dammar (Oertli och Parris 2019). Av de 891 arter som listas i Global Invasive Species Database så associeras 16% med urbana våtmarker (Hassall 2014). Detta beror på att ett stort antal icke inhemska arter som importerats till urbana områden senare kan bli invasiva (Hassall 2014). Artrikedomen i och vid urbana dammar kan vara stor, men ca 50% av de arter som planteras är icke inhemska, vilket har observerats i Portland, Oregon (Magee et al. 1999). Urbana ekosystem, inklusive urbana dammar, är de platser som har störst andel icke inhemska arter inplanterade (Oertli et al. 2018). I städer är denna introduktion av icke inhemska arter den största anledningen till att dammar blir koloniserade av icke inhemska och invasiva arter (Oertli och Parris 2019). Samtidigt ger våtmarker som dammar i Sverige plats till cirka 600 rödlistade inhemska arter, vilket gör dammar till en mycket viktig biotop för dessa (Naturvårdsverket 2023 B).

Förekomsten av fiskar i urbana dammar kan bestå av inhemska och i vissa fall även utrotningshotade arter (Copp et al. 2008). Den vanligaste förekomsten av fisk i urbana dammar är dock inplanterad, och förekommer oftast i stora populationer (Oertli och Parris 2019). Handeln av akvarieväxter och fiskar står för

en stor andel av de nya arterna som släpps ut i det vilda (Padilla och Williams 2004) och man har sett en korrelation mellan mängden arter prydnadsfiskar i urbana dammar och hur kort sträckan är till närmsta väg (Copp et al. 2005). Blötdjur och kräftdjur är de vanligaste makrovertebraterna som invaderar sötvatten överlag, och detta görs oftast genom utsläpp från akvarium (Patoka et al. 2017).

Akvariefiskar och andra fiskar som villaägare släpper ut i sina trädgårdsdammar kan påverka den biologiska mångfalden (Oertli och Parris 2019). Det är inte ovanligt att människor som har en damm i området själva släpper ut fiskar de vill ska leva där (Hassall 2014). Moskitfisk (*Gambusia holbrooki*) är en typ av fisk som ofta introduceras av fastighetsskötare och trädgårdsägare till dammar för att kontrollera mängden mygg som kommer från dammen (Oertli och Parris 2019). Moskitfisk tenderar att utgöra en stor andel av de fiskar som finns i urbana dammar, vilket utgör ett tryck på groddjur, då de även i vissa fall är predatorer för grodyngel (Oertli och Parris 2019). Moskitfisken äter även stora zooplankton, vilket tenderar att påverka artsammansättningen av zooplankton i de påverkade dammarna (Pyke 2008). En annan vanlig invasiv art som finns i många urbana dammar runt om i Europa är solaborren (*Lepomis Gibbosus*) (Oertli och Parris 2019). Studier visar på att dammar som innehåller denna art håller mycket lägre biologisk mångfald än de utan (van Kleef et al. 2008). Även olika typer av karp är vanliga i urbana dammar i stora kvantiteter, vilket påverkar förekomsten av undervattensväxter och större plankton (Scheffer et al. 1993). Icke inhemska arter kan också göra så att interaktionen mellan flora och fauna ändras, då inhemska arter av fauna tenderar att ha sina nischer hos inhemska växter (Mackay et al. 2016). Exempelvis har man sett att förekomsten av icke inhemska växter påverkar förekomsten av evertebrater och groddjur (Guderyahn et al. 2016).

Genom att människan skapar flera habitattyper som kan ge plats åt invasiva arter i urbana dammar kan de störa de arter och ekosystem som funnits på platsen från början (Ehrenfeld 2008). För att förhindra introducering av icke inhemska och invasiva arter krävs att de som anlägger och sköter dammarna får kunskap om konsekvenserna kring valen av inhemska och icke inhemska arter, samt att allmänheten får information kring konsekvenserna av att själva introducera arter till dammarna (Hassall 2014). Det krävs även en ändring i regelverket för inhandling av akvatiska växter, då de utgör en stor del av det icke inhemska och invasiva hotet mot urbana dammar (Hassall 2014). Utöver det bör underhållet av urbana dammar innehålla övervakning av invasiva arter för att hålla populationerna under kontroll, då en av de mest välfungerande strategierna mot invasiva arter är att ta bort dem så tidigt som möjligt, innan de hunnit etablera sig (Oertli och Parris 2019). För att minska invasiva arter av fiskar i urbana dammar är det viktigt att skötseln har målet att förebygga att invasiva arter etablerar sig (Oertli och Parris 2019). Detta kan göras genom att göra lagändringar kring vad som får släppas ut i dammar. I mindre skala är det dock viktigt att låta vissa dammar innehålla fisk, då artsammansättningen som uppstår när fiskar och

andra organismer samspelar kan gynna den sammantagna biologiska mångfalden (Oertli och Parris 2019).

Som tidigare nämnt är invasiva arter av både växter och djur mycket vanligt vid urbana dammar. Att skapa ett nätverk av dammar gynnar även invasiva arter, då de genom att följa vattnet kan sprida sig till nästa damm och grönområde (Lodge et al. 1998). Om inget nätverk finns och dammen och dess omnejd inte skapar bra habitat kan dock området bli en biologisk fälla för de arter som etableras där (Hale et al. 2015). Med tanke på den sammanlagda biologiska mångfalden är dock ändå ett nätverk av dammar att föredra.

3.2.4. Nackdelar med urbana dammar

Flera studier har gjorts som visar på vissa nackdelar med urbana dammar, som gör att allmänheten riskerar få en negativ attityd till dem (Oertli och Parris 2019).

En av de största problemen med urbana dammar är att de utgör ett habitat för bitande insekter, som mygg (Knight et al. 2003). Mygg kan verka som smittbärare, och därför anses urbana dammar i vissa länder vara en hälsorisk (Oertli och Parris 2019). Exempel på detta kan vara Nilfebervirus och Denguefebervirus (Hassall 2014). Denguefebervirus finns specifikt i södra Europa men med klimatförändringar kan det migrera norrut och eventuellt påverka även Sverige (Hassall 2014). Även vissa virus som påverkar djur, som ranavirus, är kopplade till urbanisering (North et al. 2015). För att bli av med myggabundansen i våtmarker kan kanterna i dammen byggas vertikala, grönska tas bort och dammen göras djupare (Hassall 2014). Mygg reproducerar sig oftast endast på ett fåtal platser och därför kan ökad skötsel av de platser som mygg är problem på ta bort större delen av besväret, vilket innebär att en homogen utformning och skötsel av urbana våtmarker inte är nödvändig (Hassall 2014). Eftersom mygg utgör viktig föda för många predatorer som fåglar och fladdermöss, varav vissa är rödlistade arter, finns det ett intresse för att bibehålla den sammanslagna biologiska mångfalden i det urbana nätverket för dammar (Naturvårdsverket 2023 C, Haarsma et al. 2023).

Cyanobakterier (blågröna alger) kan växa i urbana dammar, och bli ett potentiellt problem för människor och djur i områden där människor och djur badar och dricker (Oertli och Parris 2019). Algblomning med toxinproducerande alger uppstår vid hög näringstillförsel och är vanlig i översvämningsdammar (Vincent and Kirkwood 2014). I vissa dammar används fiskar (både inhemska och icke inhemska arter) för att kontrollera mängden cyanobakterier och reducera risken för algblomning (Oertli och Parris 2019). Men med stor fiskpopulation ökar mängden fiskavföring och därmed risken för övergödning. Genom att ta bort fiskar eller introducera fiskätande fiskarter kan man minska predationstrycket på zooplankton som äter cyanobakterier och på så sätt främja dammen genom att hålla den fri från algblomningar (Peretyatko et al. 2012).

Vissa fåglar som bor nära vatten kan vara mycket högljudda och skräpa ner när populationen är stor, vilket kan störa människor som bor på området (Oertli och Parris 2019). Även vissa groddjur med höga läten kan störa människor i området (Oertli och Parris 2019).

I Sverige har man sett att 20% av drunkningsolyckor av barn skett i dammar, grunda pooler och vattendrag, och att de flesta av dessa dödsfall sker inom 200-300 m från hemmet (Idun Bumm 2021: MSB). Urbana dammar har ofta estetiska värden som första prioritet, som branta eller vertikala betongkanter och brist på omgivande staket, vilket gör att människor som trillar i måste kunna simma ur dammen (Jones et al. 2006). Risken att någon trillar och inte kan ta sig upp ur en damm ökar om dammen är gjord som en översvämningssdam, då stora mängder vatten kan komma forsande in i dammen (Jones et al. 2006).

3.2.5 Jämförelse mellan urbana och rurala dammar

I en studie av Hassall (2016) undersöktes skillnaderna mellan urbana och rurala dammar. Trädgårdsdamm, hållbara urbana dräneringssystem (sustainable urban drainage systems, SUDS), industriella dammar, prydnadsdamm, parkdamm, fiskedamm samt naturskyddade dammar var de typer av dammar som studerades (Hassall 2016). Man såg att den generella skillnaden i pH och skuggningsgrad var mycket liten mellan urbana och rurala dammar, men att rurala dammar sinsemellan hade större diversitet i pH (Hassall 2016). Man räknade också antalet evertebratfamiljer i urbana och rurala dammar. Nästintill samma antal familjer räknades i urbana och rurala dammar, men sett på enskilda dammar så hade en större andel av de studerade urbana dammarna ett större antal evertebratfamiljer än de studerade enskilda rurala dammarna (Hassall 2016). De dammar som visade flest antal arter var urbana dammar, där 11% av dammarna hade > 25 familjer, och 1.5% av rurala dammar hade > 25 familjer (Hassall 2016). Man såg även att olika familjer föredrog antingen urbana eller icke-urbana dammar, vilket beror på att urbana och rurala habitat skapar olika nischer som olika arter specialiserar sig på (Hassall 2016).

Man har sett att dammar både i och utanför städer skapar möjligheter för ekosystem att etablera sig (Hassall 2016). Naturliga dammars biologiska mångfald i form av både flora och fauna är större än den man hittar i både sjöar och floder (Hassall 2016). Man har även sett att artvariationen av fåglar är större vid urbana dammar än vid rurala (McKinney et al. 2011). För jämförelse mellan urbana och rurala dammar se fig 2.

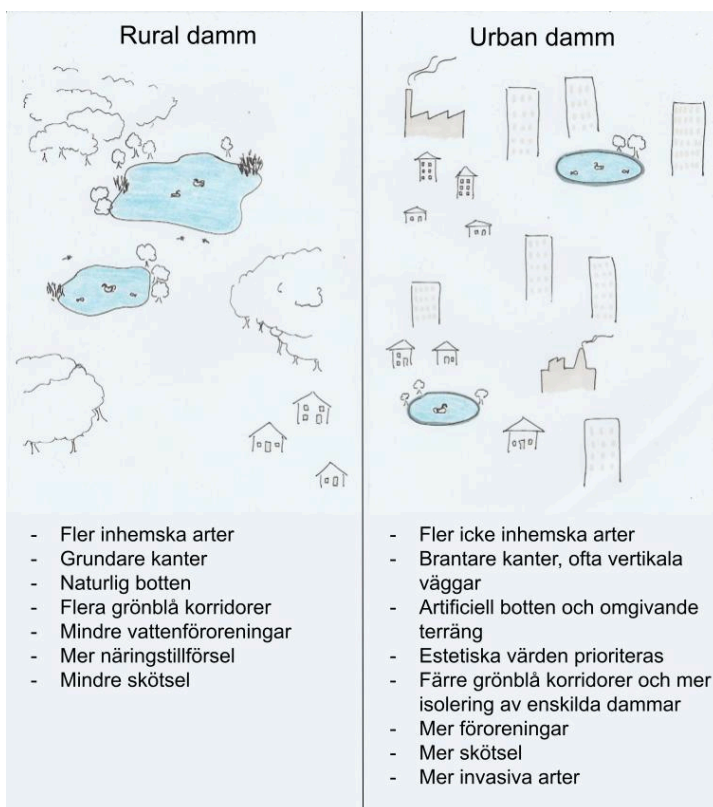


Fig 2. Egen bearbetning. Representation av hur en typisk rural damm jämför sig med en typisk urban damm.

3.3 Anläggning och skötsel av damm för biologisk mångfald

Människans syn på landskapets estetiska och kulturella värden har ofta prioriteras över den urbana biologiska mångfalden, vilket reflekteras i utformningen, växtval och skötsel av urbana landskap (Swaffield och McWilliam 2013, Scholte et al. 2015). Studier visar att den generella stadsbon har en positiv inställning på urbana dammar, men dammarna anses dock mer attraktiva om de omges av större klippta gräsmattor och har synligt vatten utan för mycket akvatiska växter (Nassauer 2004). Tydligt är att det behövs avvägningar om hur man kan nå kulturella och ekologiska värden tillsammans (Hassall 2014). Eftersom urbana dammar ligger i närhet till människor sker nästan alltid någon form av skötsel för att säkerställa att så många ekosystemtjänster som möjligt kan utnyttjas från dammen (Oertli och Parris 2019). Dessa ekosystemtjänster kan inkludera estetiska värden, rening av vatten och skydd mot översvämning (Oertli och Parris 2019). Men även hög biologisk mångfald bör ingå som ett mål när det gäller planering, anläggning och skötsel av dammar. Att ta bort vegetation innebär att vissa arter inte kommer att trivas, vilket sänker den biologiska mångfalden, samtidigt som det är den typen av skötsel som allmänheten verkar föredra (Hassall 2014).

Genom att se till att det finns flera olika typer av dammar, och därmed skapa flera olika ekologiska nischer, kan urbana dammar hålla samma biologiska mångfald som rurala dammar (Hill et al. 2016). Även storleken på ett habitat är en faktor för artrikedom i ekosystem (Oertli och Parris 2019) och detta gäller även för artrikedom i dammar (Oertli et al. 2002). Olika taxonomiska grupper har dock olika behov, vilket gör att olika storlekar på dammar skapar nischer för olika grupper (Oertli et al. 2002). Det finns flera fall där större yta funnits ge bättre förhållanden för små kräftdjur, mikrovertebrater, akvatiska insekter, sländor, groddjur och insektsätande fladdermöss (Oertli och Parris 2019). Större vattenyta har även länkats till större antal individer och mer framgångsrik reproduktion (Oertli och Parris 2019).

Större dammar är relativt ovanliga i städer. Eftersom stora dammar har en potential till större artdiversitet för flera taxonomiska grupper är det viktigt att prioritera denna typ vid anläggning dammar (McKinney och Charpentier 2009) (Oertli och Parris 2019). Eftersom inte alla arter föredrar större dammar, och artsammansättningen ändras beroende på ytan av habitatet, så är det även viktigt att flera olika storlekar av dammar finns tillgängliga i det urbana nätverket (Oertli och Parris 2019).

Kantzonerna på dammar kan variera mycket. De kan vara mer eller mindre lutande, bevuxna av vattenlevande växter, och kan vara vattentäckta eller torra bland annat beroende på om dammen töms manuellt. Kantzonerna ger därför en stor variation av habitat för både flora och fauna, som kan användas som refugier, platser för parning eller ett säkert område att migrera genom mellan akvatiska och terrestra habitat (Oertli och Parris 2019). På detta sätt blir kantzonen en plats för stor biologisk mångfald (Williams et al. 1997). I urbana dammar är kantzonen ofta väldigt liten och utan växtlighet, och i många fall även utbytt mot betongväggar som skapar ett plötsligt djup i dammen. Detta gör att växter som är beroende av att växa i en kantzon inte kan etablera sig (Scheffers och Paszkowski 2013). Vertikala väggar hindrar även många groddjur från att fullborda sina livscyklar när groddjuren ska ta sig upp ur dammen, och på så vis minska antalet arter av groddjur som förekommer på platsen (Parris 2006). Även en del sländor behöver klättra ur dammen upp på växter, vilket gör att dessa arter också minskar i antal (Oertli och Parris 2019). En del arter tar dock fördel av dessa väggar (Oertli och Parris 2019). Genom att utesluta de arter som inte trivs där så skapas en annan artkomposition i ekosystemet, vilket gör att en diversitet av kantzoner bör finnas bland dammar i det urbana nätverket. På grund av att så många arter påverkas negativt av de vertikala väggarna bör dock denna typ av kantzon inte vara den dominerande typen bland dammar i städerna (Oertli och Parris 2019).


För naturliga våtmarker och dammar finns en tid då ytan är torr, och en, den så kallade hydroperioden, då den är täckt med vatten (Collinson et al. 1995). Hydroperioden är en avgörande faktor för artkompositionen i en damm (Collinson et al. 1995). De arter som lever i sådana så kallade temporära dammar är

specialiserade på att leva med en hydroperiod, och många av arterna är utrotningshotade (Nicolet et al. 2004). De mest artrika dammarna är dammar som inte innehåller effektiva predatorer som fisk och kräftor, då dessa ofta hittar och äter upp allt som rör sig i vattnet (Feuerbach 2014). Dammarna med fisk och kräftdjur kan bli helt tömda på insekter, vilket resulterar i att vissa fåglar inte kan häcka där (Feuerbach 2014). Temporära dammar kan inte hålla fisk, och de är istället fördelaktiga habitat åt vissa typer av groddjur och evertebrater (Hamer and Parris 2013). Dessa dammar är ovanliga i stadslandskap, vilket innebär att groddjur som är specialiserade på temporära habitat är utsatta i urbana dammar (Pillsbury och Miller 2008). Hydroperioden är även till fördel för många växter, då de flesta uppstickande växter inte växer i vatten djupare än 60-80 cm (Oertli och Parris 2019). Människan kan i städer modifiera hydroperioden, vilket kan göra att perioder för torka och vatten är svåra att anpassa sig till för de arter som finns där (Oertli och Parris 2019). I urbana miljöer brukar dammar utan hydroperiod vara det föredragna (Hamer and Parris 2013). Dessa dammar tenderar att ha högst biologisk mångfald, men för att bevara de arter som är specialiserade på temporära dammar bör man skydda och etablera dammar med hydroperioder i syfte att skapa ett mer diversitetsrikt nätverk av dammar (Hamer and Parris 2013). I förvaltning bör man även arbeta för att bevara de dammar som har naturlig hydroperiod och undvika dammar med artificiell hydroperiod, då oförutsägbarheten av dessa dammar skadar den biologiska mångfald man vill åt med hydroperiod (Oertli och Parris 2019). Detta syns i dammar som vattnet byts ut i och i de som har hydroperioder med torra perioder. Att byta ut vatten tros dock vara negativt för den biologiska mångfalden i vattnet (Oertli och Parris 2019)

Förekomsten av akvatiska växter är en faktor för ökad biologisk mångfald i naturliga dammar, och man har sett att samma positiva förhållande även finns för urbana dammar (Biggs et al. 1994). I urbana miljöer ser dock kompositionen av växter annorlunda ut än i rurala, då skötsel av urbana dammar ofta görs i ett estetiskt eller funktionellt syfte (Dhote and Dixit 2009). En stor del av skötseln i urbana dammar görs på dess vegetation, och i dammar med väggar och botten i betong är det svårt för växter att etablera sig. Till motsats mot naturliga dammar saknar urbana dammar ofta växter i kantzonen och ute i vattnet (Oertli och Parris 2019). Flera typer av urbana dammar med funktion av att dränera, rena vatten, o.d. kräver mer skötsel i form av gräsklippning runt omkring och borttagning av vegetation från vattnet (Oertli och Parris 2019). Av dessa anledningar saknas ofta vegetation kring dammar, vilket gör att begränsad vegetation finns för att skapa habitat än vad som finns i naturliga och rurala dammar (Oertli och Parris 2019). Gräsklippningen runt dammar tros vara en av de största anledningarna till den minskade biologiska mångfalden bland växter och insekter kring dammar (Noble and Hassall och Anderson 2014, Blicharska et al. 2016). Oertli och Parris (2019) skriver att för att en damm ska ha så hög biologisk mångfald som möjligt måste det finnas en viss mängd vegetation på området, vilket inkluderar växter som växer i vattnet och runt om dammen. För att dessa villkor ska uppfyllas behöver skötseln av området ändras till att vara mindre intensiv på de dammar det är

möjligt, då en skillnad i vegetation kring dammar skapar den största förutsättningen för hög biologisk mångfald räknat på stadens gemensamma nätverket av dammar (Oertli och Parris 2019). För jämförelse mellan dammar med hög och låg biodiversitet se fig 3.

Katters närvaro kan utgöra ett störningsmoment för urban biologisk mångfald (Loss et al. 2013). Dammar är viktiga habitat för fåglar under många stadier av deras livscyklar, och ger plats för föda, skydd och häckningsplatser för fortplantning. Katter är kända predatorer av fåglar, vilket kan innebära att dammen blir som en fälla för fåglar när det finns katter i området (Loss et al. 2013). Katter är även kända för att fånga fisk ur dammar, andra mindre däggdjur i staden samt groddjur (Li et al. 2021).

	Hög biodiversitet	Låg biodiversitet
		
Utformning	Grunda kanter, naturligt substrat	Vertikala kanter i betong, artificiell botten
Växtlighet	Inhemska växter i stor variation	Icke inhemska växter och invasiva växter i liten variation
Förekomst av fisk	Ingen förekomst av fisk	Förekomst av icke inhemska fiskar
Skötsel	Lite skötsel, främst mot invasiva växter	Mycket skötsel genom bortrensning av växter i och runt dammen
Omgivande landskap	Bostadsområden i gräs och skogslandskap, i nätverk till andra dammar och grönområden	Artificiell terräng i Industriområde, isolerad från andra dammar och grönområden

Figur 3. Egen bearbetning. Förenklad bild av en jämförelse mellan hur förhållandena för hög och låg urban biologisk mångfald ser ut.

4. Diskussion

Dammar skapar habitat för en stor del av stadens biologiska mångfald, samtidigt som de även bidrar till en hållbar infrastruktur i och med de ökande regnintensiteterna som kommer med det förändrade klimatet (Hassall 2014). Den allmänna attityden mot biologisk mångfald och grönytor överlag har ändrats sedan klimatförändringarna tog fart (Globala Målen 2022), vilket gör att ett uppmärksammande på hur urbana dammar kan främja den biologiska mångfalden bör ändra den allmänna attityden mot urbana dammar och deras utseenden. I expansionen av städer är det allas ansvar att se till att det finns plats för biologisk mångfald.

Förlusten av dammar skapar en sårbarhet i dagens urbana biologiska mångfald (Hassall 2014). Problemet ligger i att nätverken av urbana dammar fragmenteras, dvs bryts upp till mindre nätverk och orsakar isolering av vissa dammar (Hassall 2014). Att utöka och skapa ett nätverk av gröna och blå korridorer mellan existerande dammar skulle skapa ett mer naturligt ekosystem som skulle möjliggöra att stadens biologiska mångfald kan samleva med urbaniseringen (Hassall 2014). För att skapa ett mer naturligt urbant klimat behöver vi satsa på att anlägga fler dammar med angränsande blå och gröna ytor, och på så sätt skapa korridorer för att terrestra arter ska kunna röra sig mellan dammar likt hur de migrerar i naturen (Hyseni et al. 2021, Oertli och Parris 2019). För att säkerställa en hållbar ökning av urban biologisk mångfald måste förlusten av dammar upphöra och i motsats måste alltså fler dammar och öppna vatten anläggas för att skapa ett så stabilt ekosystem som möjligt i städer.

Att många urbana dammar innehåller lägre biologisk mångfald än rurala dammar gör är i dagsläget ett faktum, men möjligheterna att öka den biologiska mångfalden i dessa dammar finns (Hassall 2016). Många egenskaper urbana dammar har finns inte hos rurala och vice versa, men med en viss skötsel kan en urban damm hålla minst lika mycket biodiversitet som en rural (Oertli och Parris 2019). Att ha olika förhållanden i olika dammar innebär att de kan agera som refugier till de djur som migrerar, och därför är ett urbant nätverk av dammar och blå gröna korridorer enormt viktigt (Hyseni et al. 2021, Oertli och Parris 2019). Alltså är ett urbant nätverk ett villkor som måste uppfyllas för att man ska kunna ha diversitet i skötsel, utseenden och användningsområden av urbana dammar (Oertli och Parris 2019).

I städer är invasiva arter ett hot mot den biologiska mångfalden (Oertli och Parris 2019). Cirka hälften av de arter som används i urban miljö inte är inhemska, och de därmed riskerar bli invasiva (Magee et al. 1999). Därför krävs det i städer mer skötsel för att förhindra spridningen av dessa arter (Hassall 2014). Eftersom inhemska djurarter ofta har sina nischer hos inhemska växter bör man även

använda mer inhemska växter vid urbana dammar i syfte för att höja den biologiska mångfalden (Mackay et al. 2016). En diversitet av invasiva arter är negativt för den urbana biologiska mångfalden då de riskerar ta över de ekosystem som finns och konkurrera ut de arter man vill skapa habitat till (Mackay et al. 2016).

Eftersom ca 16% av förekommande invasiva arter återfinns i urbana dammar (Hassall 2014) är detta ett argument mot att anlägga fler dammar i städer, då det skulle kunna gynna spridningen av dessa arter. Stadsbornas facilitering i spridning av invasiva arter är dock ett problem som istället bör tacklas genom att sprida kunskap (Hassall 2014). Man skulle även i förebyggande syfte kunna skapa habitat till inhemska arter som naturligt prederar problematiska arter, som till exempel mygg, som ofta annars begränsas av invasiv myggfisk, som ofta planteras in av dammägare (Oertli och Parris 2019). I myggans fall finns ett flertal fåglar och fladdermöss som är predatorer, och vissa av dessa är dessutom rödlistade arter (Naturvårdsverket 2023 C, Haarsma et al. 2023). Med andra ord skapar förekomsten av mygg en bevarandemöjlighet av dessa rödlistade arter.

Det finns många faktorer som kan påverka urban biologisk mångfald. Vattenkvalitet i städer kan variera mycket beroende på hur nära en damm ligger till föroreningskällor, som vägar och industriområden (Hassall och Anderson 2014). Föroreningar som tungmetaller och salt påverkar vilka och hur många arter som trivs på en plats (Oertli och Parris 2019). Näring från gödsel som läggs på växtligheten runt om dammarna kan orsaka övergödning, och sänka och förändra artvariationen i området (Rosset et al. 2013). Samtidigt kan denna förändring av habitat ge möjlighet för andra arter att ta plats och bilda ett nytt ekosystem, vilket på sitt sätt också gynnar den biologiska mångfalden (Rosset et al. 2013). För att hålla maximalt med biodiversitet i en damm behöver den vårdas och förvaltas på ett sätt som efterliknar förhållanden som återfinns i naturen (Hassall 2016). Samtidigt har studier visat på att om nätverket innehåller många olika typer av dammar så skapar varje individuell damm speciella habitat som endast passar vissa arter (Oertli och Parris 2019). Detta skapar nischer och livsutrymmen till dessa specifika arter (Oertli och Parris 2019). Att ha flera olika dammar med olika förhållanden och skötsel i stadens nätverk kommer att locka ett flertal arter som annars kanske hade konkurrerats ut ur ekosystemen om alla stadens ekosystem var likadana (Hassall 2014). En diversitet av urbana dammar skapar med andra ord en diversitet i ekosystem, vilket i sig är ett tecken på biologisk mångfald (Naturvårdsverket 2023 A). Därför innebär en homogenisering av urbana dammar att biodiversiteten sjunker. Att anlägga en mångfald av olika typer av urbana dammar kan även nyttja infrastrukturen på så vis att dammar kan ha flera funktioner, som att vara översvämningssytor (permanenta eller temporära), fånga upp vattenföroreningar, eller bara genom att sänka urban heat island effekten (Gunawardena et al. 2017, Hill et al. 2016, Oertli och Parris 2019).

Alla dammar behöver alltså inte skapas för att maximera biodiversiteten i själva dammen, utan kan även bara finnas för att vara en del av en blågrön korridor och

därmed underlätta att arter kan passera (Hyseni et al. 2021, Oertli och Parris 2019). Därför kan inget argument göras att skapandet av en damm kräver för mycket resurser för skötsel; en damm kan ha väldigt många utseenden och kvaliteter och ändå bidra till biodiversiteten.

Det som har synts vara de två ledande faktorerna för om urban biodiversitet kommer att frodas på ett område handlar om 1: hur omfattande det urbana nätverket är (Hassall 2014) och 2: hur människor ser på vikten av biodiversitet (Swaffield och McWilliam 2013, Scholte et al. 2015). Enkelt sagt handlar det om hur viktigt allmänheten anser urban biodiversitet vara, och om vissa uppoffringar kan göras för att låta biodiversiteten finnas i städerna. Ibland måste avvägningar göras om vad som är viktigare mellan biodiversitet och mänskliga behov. Samtidigt behöver inte alla dammar vara av den mest biodivera versionen utan kan även fungera som korridorer och refugier, och därmed uppfylla de funktioner som människan vill att den ska ha (Oertli och Parris 2019). Alltså kommer alla dammar i nätverket vara viktiga för biodiversiteten, oavsett om estetiska, funktionella eller biodivera element prioriteras. Det viktigaste är med andra ord att nätverket finns och att en diversitet i typer av och skötsel av dammar finns (Oertli och Parris 2019). Det är dock även viktigt att de dammar som håller mycket biodiversitet prioriteras över de som endast håller lite (Oertli och Parris 2019).

En avvägning bör göras mellan människors behov och behovet av biodiversitet i städer. I slutändan är staden i första hand människans habitat och kommer att förvaltas till vår fördel (Swaffield och McWilliam 2013, Scholte et al. 2015). Många av de problem som urbana dammar står för härstammar från mänsklig involvering genom till exempel övergödning, habitat för invasiva växter, mm (Rosset et al. 2013). För att en damm ska kunna finnas i ett urbant landskap måste människorna som bor kring den vilja ha den där, vilket innebär att sättet dammen utformas på och sköts måste ta hänsyn till åsikterna som de som bor på området har. Dammar behöver accepteras av dem som bor nära dem för att kunna finnas kvar eller skapas överlag (Oertli och Parris 2019).

För att höja eller bibehålla biodiversiteten i en framtida utveckling av urbana områden är det viktigt att lägga in delar av gröna och blå områden (Hyseni et al. 2021). Denna typ av infrastruktur verkar även som översvämningsskydd och motverkar urban heat island effekten (Gunawardena et al. 2017, Oertli och Parris 2019). Ju tätare nätverket av dammar och grönblå korridorer är ju stabilare blir artsammansättningen (Naturvårdsverket 2023 A, Hyseni et al. 2021). Samtidigt är det viktigt att sprida information om varför det är viktigt att dammar anläggs och sköts med biologisk mångfald i syfte, både för att allmänheten ska förstå vikten av bevarande av dammar och för att privatpersoner ska få kunskap kring hur man bäst anlägger och sköter en damm själva.

För att för att skydda biologisk mångfald i urbaniseringen behöver flera yrkesgrupper, som sociologer, landskapsingenjörer och ekonomer samarbeta för

att se med ett bredare perspektiv på detta socio-ekosystem som urbana grönblå ytor utgör (Hassall 2014).

Idag finns inte dammar med som punkt i EU Water Framework Directive som finns för att ge standarder på vattenkvalitet (Hassall 2014). Däremot finns ett direktiv för EU Habitats Directive som skyddar vissa stående vatten, och andra direktiv finns för olika länder gällande skydd av artrika system (Hassall 2014). Natura 2000 har vidare visat att det är viktigt att tänka på att skapa sammanhängande habitat i planering av bevarande av ekosystem, vilket stärker motivationen ytterligare att skapa och skydda urbana habitat som dammar (Hassall 2014).

5. Slutsats

Denna studie visar att det finns en stor potential i de urbana dammarna att bidra till biologisk mångfald. Det har konstaterats att stabiliteten i ekosystemen beror på hur sammanhängande nätverket av gröna och blå korridorer är mellan dammar, eftersom det underlättar för organismer att migrera mellan dammarna. Det har fastställts att förlusten av dammar i urbana miljöer är en betydande risk mot den urbana biologiska mångfalden i det att dammarnas nätverk fragmenteras vid förlusten av en damm. En mångfald i ekosystem skapar en biologisk mångfald av arter, vilket innebär att dammarna i det urbana nätverket kan ha många utseenden och bidra med många olika ekosystemtjänster, samtidigt som de också bidrar med habitat till de organismer som finns på området. Den biologiska mångfalden behöver inte maximeras i varje damm så länge det finns angränsande utrymmen som kan användas som refugier i migrationen till nästa damm. På detta sätt kan man anlägga dammar i många olika syften och ändå främja den urbana biologiska mångfalden.

De nackdelar som finns med urbana dammar kan mildras med hjälp av skötsel. Samtidigt som viss skötsel kan minska den urbana biodiversiteten kan detta urbana nätverket av dammar ändå stabilisera ekosystemen genom att skapa platser för flera olika arter för olika dammar. För att urbana dammar i helhet ska kunna maximera den biologiska mångfalden har det dock framgått att majoriteten av de dammar som ingår i det urbana nätverket behöver anläggas och skötas på ett sätt som gynnar så många organismer som möjligt.

Flera studier behöver göras på ämnet för att säkerställa en hållbar urban expansion. Forskning behöver göras på hur bevarande av biologisk mångfald kan maximeras ihop med utnyttjandet av andra ekosystemtjänster som kan fås av grönblå element i urbana miljöer. Genom att implementera de aspekter som denna uppsats belyst kan städer med större framgång utvecklas och möta utmaningar som uppstår i spåren av klimatförändringar, samtidigt som man kan verka för att främja den urbana biologiska mångfalden.

6. Referenser

Aflaki, A., Mirnezhad, M., Ghaffarianhoseini, A., Ghaffarianhoseini, A., Omrany, H., Wang, Z., Akbari, H. (2017). Urban heat island mitigation strategies: A state-of-the-art review on Kuala Lumpur, Singapore and Hong Kong. *Cities*, (62): s.131-145. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2016.09.003>.

Albert, A., Drouillard, K., Haffner, G. D., & Dixon, B. (2007). Dietary exposure to low pesticide doses causes long-term immunosuppression in the leopard frog (*Rana pipiens*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, (26). s: 1179–1185. DOI: 10.1897/05-622r.1

Bak, J. Barjenbruch, M. (2022) Benefits, Inconveniences, and Facilities of the Application of Rain Gardens in Urban Spaces from the Perspective of Climate Change—A Review. *Water* 14(7):1153. <https://doi.org/10.3390/w14071153>

Biggs, J., Corfield, A., Walker, D., Whitfield, M., & Williams, P. (1994). New approaches to the management of ponds. *British Wildlife*, (5). s: 273–287.

Blicharska, M., Andersson, J., Bergsten, J., Bjelke, U., Hilding-Rydevik, T., & Johansson, F. (2016). Effects of management intensity, function, and vegetation on the biodiversity in urban ponds. *Urban Forestry & Urban Greening*, (20), s. 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.08.012>

Brönmark, C., Hansson, L. A. (2002). Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation* (29). s: 290–307. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892902000218>

Castillo, A. M., Sharpe, D. M. T., Ghalambor, C. K., & De Leon, L. F. (2018). Exploring the effects of salinization on trophic diversity in freshwater ecosystems: a quantitative review. *Hydrobiologia* (807). s: 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3403-0>

Collins, K. A., Lawrence, T. J., Stander, E. K., Jontos, R. J., Kaushal, S. S., Newcomer, T. A., Grimm, N. B., & Ekberg, M. L. C. (2010). Opportunities and challenges for managing nitrogen in urban stormwater: a review and synthesis. *Ecological Engineering*, (36). s: 1507–1519. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.015>

Collins, S.J., Russell, R.W. (2009). Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environmental Pollution* (157)1. s. 320–324. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.032>.

Collinson, N. H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M. J., Walker, D., Whitfield, M., & Williams, P. J. (1995). Temporary and permanent ponds - an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, (74). s: 125–133. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00021-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00021-U)

Copp, G. H., Warrington, S., & Wesley, K. J. (2008). Management of an ornamental pond as a conservation site for a threatened native fish species, crucian carp *Carassius carassius*. *Hydrobiologia*, (597), s. 149–155. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9220-0>

Copp, G. H., Wesley, K. J., & Vilizzi, L. (2005). Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *Journal of Applied Ichthyology*, (21), s. 263–274. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00673.x>

Deacon, C., Samways, M.J., Pryke, J.S. (2018) Artificial reservoirs complement natural ponds to improve pondscape resilience in conservation corridors in a biodiversity hotspot. *PLoS ONE* (13)9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204148>

Dearborn, D.C., Kark, S. (2010), Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology*, 24: 432-440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>

Dhote, S., & Dixit, S. (2009). Water quality improvement through macrophytes-a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, (152), s. 149–153. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0303-9>

Dodson, S.I. (2008). Biodiversity in southern Wisconsin storm-water retention ponds: correlations with watershed cover and productivity. *Lake and Reservoir Management* (24). s: 370–380.

Duncan, R.P., Clemants, S.E., Corlett, R.T., Hahs, A.K., McCarthy, M.A., McDonnell, M.J., Schwartz, M.W., Thompson, K., Vesk, P.A. och Williams, N.S.G. (2011), Plant traits and extinction in urban areas: a meta-analysis of 11 cities. *Global Ecology and Biogeography* (20). s: 509-519. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00633.x>

Ehrenfeld, J.G. (2008), Exotic invasive species in urban wetlands: environmental correlates and implications for wetland management. *Journal of Applied Ecology* (45). s: 1160-1169. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01476.x>

FN (2023). Globala målen: mål 11 – hållbara städer och samhällen. <chrome-extension://efaidnbnmnnibpcajpcglclefindmkaj/https://fn.se/wp-content/uploads/2023/09/3-23-Mal-11.pdf>. (2024-1-12)

Forsberg, C. & Wengström, Y. (2016). *Att göra systematiska litteraturstudier*. Natur & Kultur: Stockholm.

Friberg, F. (2006). *Dags för uppsats: Vägledning till litteraturbaserade examensarbeten*. Studentlitteratur: Lund

Gaertner, M., Larson, B.M.H., Irlich, U.M., Holmes, P.M., Stafford, L., van Wilgen, B.W., Richardson, D.M. (2016). Managing invasive species in cities: A framework from Cape Town, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, (151).s: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.010>.

Ghofrani, Z., Sposito, V. och Faggian, R. (2017). A Comprehensive Review of Blue-Green Infrastructure Concepts. *International Journal of Environment* (6). s: 15-36.

Gledhill, D.G., James, P. och Davies, D.H. (2008). Pond density as a determinant of aquatic species richness in an urban landscape. *Landscape Ecology* (23). s: 1219–1230. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9292-x>

Globala målen (2022). Mål 15: EKOSYSTEM OCH BIOLOGISK MÅNGFALD. <https://www.globalamalen.se/om-globala-malen/mal-15-ekosystem-och-biologisk-mangfald/> (2024-01-12)

Goertzen, D. och Suhling, F. (2013). Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. *Journal of Insect Conservation* (17). s: 399–409.

Guderyahn, L. B., Smithers, A. P., & Mims, M. C. (2016). Assessing habitat requirements of pond-breeding amphibians in a highly urbanized landscape: implications for management. *Urban Ecosystems*, (19). s: 1801–1821. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0569-6>

Gunawardena, K.R., Wells, M.J., Kershaw, T. (2017). Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity, *Science of The Total Environment*, (584–585). s: 1040-1055. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.158>.

Haarsma, A.J., Jongejans, E., Duijm, E., van der Graaf, C., Lammers, Y., Sharma, M., Siepel, H., Gravendeel, B. (2023). Female pond bats hunt in other areas than males and consume lighter prey when pregnant. *Journal of Mammalogy* (104)6. s:1191–1204. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyad096>

Hale, R., Coleman, R., Pettigrove, V. och Swearer, S.E. (2015). REVIEW: identifying, preventing and mitigating ecological traps to improve the management of urban aquatic ecosystems. *Journal of Applied Ecology* (52). s: 928–939.

Hall, D.M., Camilo, G.R., Tonietto, R.K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J.S., Baldock, K.C.R., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley, M.E., Jackson, J.I., Langelotto, G., Lowenstein, D., Minor, E.S., Philpott, S.M., Potts, S.G., Sirohi, M.H., Spevak, E.M., Stone, G.N. och Threlfall, C.G. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology* (31). s: 24-29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>

Hamer, A.J. och McDonnell, M.J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: a review. *Biological Conservation* (141). s: 2432–2449.

Hamer, A.J. och Parris, K.M. (2011). Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecological Applications* (21). s: 378–390.

Hamer, A. J. och Parris, K. M. (2013). Predation modifies larval amphibian communities in urban wetlands. *Wetlands*, (33). s: 641–652. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0420-2>

Hassall, C. (2014), The ecology and biodiversity of urban ponds. *WIREs Water* (1). s: 187-206. <https://doi.org/10.1002/wat2.1014>

Hassall, C., Anderson, S. (2014). Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanaged wetlands in urban areas. *Hydrobiologia* 745: 137–149 <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2100-5>

Hassall, C., Hill, M. J., Gledhill, D., Biggs, J. (2016). *The ecology and management of urban pondscapes*. I Francis, R.A., Millington, J., Chadwick, M.A. (red). Urban landscape ecology: science, policy and practice. Routledge, London, UK. s.129–147

Heino, J., Alahuhta, J., Ala-Hulkko, T., Antikainen, H., Bini, L.M., Bonada, N., Datry, T., Erős, T., Hjort, J., Kotavaara, O., Melo, A.S., Soinen, J. (2017). Integrating dispersal proxies in ecological and environmental research in the freshwater realm. *Environmental Reviews*. (25)3. s: 334-349. <https://doi.org/10.1139/er-2016-0110>

Hill, M.J., Biggs, J., Thornhill, I., Briers, R.A., Gledhill, D.G., White, J.C., Wood, P.J., Hassall, C. (2017), Urban ponds as an aquatic biodiversity resource in modified landscapes. *Glob Change Biol*, 23: 986-999.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13401>

Hitchings, S.P. och Beebee, T.J.C. (1997). Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for biodiversity conservation. *Heredity* (79). s: 117–127.

Hyseni, C., Heino, J., Bini L.M., Bjelke, U., Johansson, F. (2021). The importance of blue and green landscape connectivity for biodiversity in urban ponds, *Basic and Applied Ecology*, (57). s:129-145
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.10.004>.

Idun Bumm. (2021). <https://idunbumm.se/drunkning-hos-barn/>
(2024-01-12)

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). s: 34–42. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12022>

Jones, J.E., Guo, J., Urbonas, B., Pittinger. R. (2006). Essential Safety Considerations for Urban Stormwater Retention and Detention Ponds. *Stormwater magazine*. Februari volymen

Knight, R.L., Walton, W.E., O'Meara, G.F., Reisen, W.K. och Wass, R. (2003). Strategies for effective mosquito control in constructed treatment wetlands. *Ecological Engineering* (21). s: 211–232.

Li, Y., Wan, Y., Shen, H., Loss S.R., Marra, P.P., Li, Z. (2021). Estimates of wildlife killed by free-ranging cats in China. *Biological Conservation*, (253). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108929>.

Lodge, D.M., Stein, R.A., Brown, K.M., Covich, A.P., Brönmark, C., Garvey, J.E. och Klosiewski, S.P. (1998). Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: challenges in spatial scaling. *Australian Journal of Ecology* (23). s: 53–67.

Mackay, A. J., Muturi, E. J., Ward, M. P., & Allan, B. F. (2016). Cascade of ecological consequences for West Nile virus transmission when aquatic macrophytes invade stormwater habitats. *Ecological Applications*, (26). s: 219–232. DOI: 10.1890/15-0050

Magee, T. K., Ernst, T. L., Kentula, M. E., Dwire, K. A. (1999). Floristic comparison of freshwater wetlands in an urbanizing environment. *Wetlands* (19). s: 517–534. <https://doi.org/10.1007/BF03161690>

McKinney, R. A., Charpentier, M.A. (2009). Extent, properties, and landscape setting of geographically isolated wetlands in urban southern New England watersheds. *Wetlands Ecology and Management* (17). s: 331–344. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9110-x>

McKinney, R. A., Raposa, K.B., Cournoyer, R. M. (2011). Wetlands as habitat in urbanizing landscapes: patterns of bird abundance and occupancy. *Landscape and Urban Planning* (100). s: 144–152. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.015>

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Miller, M.E., Hamann, M., Kroon, F.J. (2020). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PLoS One* (15)10. doi: 10.1371/journal.pone.0240792.

Moffett, E.R., Baker, H.K., Bonadonna, C.C., Shurin, J.B., Symons, C.C. (2023), Cascading effects of freshwater salinization on plankton communities in the Sierra Nevada. *Limnology and Oceanography Letters* (8). s: 30-37. <https://doi.org/10.1002/lol2.10177>

Nassauer, J.I. (2004). Monitoring the success of metropolitan wetland restorations: cultural sustainability and ecological function. *Wetlands*, (24). s: 756–765 [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0756:MTSOMW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0756:MTSOMW]2.0.CO;2)

Naturvårdsverket (2023 A). Vad är biologisk mångfald?. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/biologisk-mangfald/vad-ar-biologisk-mangfald/> (Hämtad 2024-01-12)

Naturvårdsverket. (2023 B). Därför är våtmarker viktiga. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/varfor-ar-vatmarker-sa-viktiga/> (2024-01-12)

Nicolet, P., Biggs, J., Fox, G., Hodson, M. J., Reynolds, C., Whitfield, M., & Williams, P. (2004). The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation*, (120). s: 261–278. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.010>

North, A.C., Hodgson, D.J., Price, S.J. och Griffiths, A.G.F. (2015). Anthropogenic and ecological drivers of amphibian disease (Ranavirosis). *PLoS ONE* (10).

Oertli, B., Auderset Joye D., Castella, E., Judge, R., Cambin, D., Lachavanne, J. B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* (104). s: 59–70. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00154-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00154-9)

Oertli, B., Boissezon, A., Rosset, V., & Ilg, C. (2018). Alien aquatic plants in wetlands of a large European city (Geneva, Switzerland): from diagnosis to risk assessment. *Urban Ecosystems*, (21), s. 245–261. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0719-5>

Oertli, B., Parris, K.M. (2019). Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere* 10(7):e02810. 10.1002/ecs2.2810

Oke, C., Bekessy, S.A., Frantzeskaki, N., Bush, J., Fitzsimmons, J.A., Garrard, G.E., Greenfell, M., Harrison, L., Hartigan, M., Callow, D., Cotter, B., Gawler, S. (2021). Cities should respond to the biodiversity extinction crisis. *npj Urban Sustain* (1). s: 11. <https://doi.org/10.1038/s42949-020-00010-w>

Padilla, D. K., & Williams, S. L. (2004). Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, (2). s: 131–138. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0131:BBWAAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0131:BBWAAO]2.0.CO;2)

Pankratz, S., Young, T., Cuevas-Arellano, H., Kumar, R., Ambrose, R.F., Suffet, I.H. (2007) The ecological value of constructed wetlands for treating urban runoff. *Water Sci Technol* 55(3):63-9. DOI: 10.2166/wst.2007.073

Parris, K. M. (2006). Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology* (75). s: 757–764. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01096.x>

Patoka, J., Kopecky, O., Vrabec, V., & Kalous, L. (2017). Aquarium molluscs as a case study in risk assessment of incidental freshwater fauna. *Biological Invasions*, (19). s: 2039–2046. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1412-6>

Peretyatko, A., Teissier, S., De Backer, S. och Triest, L. (2012). Biomanipulation of hypereutrophic ponds: when it works and why it fails. *Environmental Monitoring and Assessment* (184). s. 1517–1531.

Pille, L., Säumel, I. (2021). The water-sensitive city meets biodiversity: habitat services of rain water management measures in highly urbanized landscapes. *Ecology and Society* 26(2):23.
<https://doi.org/10.5751/ES-12386-260223>

Pillsbury, F. C., & Miller, J. R. (2008). Habitat and landscape characteristics underlying anuran community structure along an urban-rural gradient. *Ecological Applications*, (18). s: 1107–1118. DOI: 10.1890/07-1899.1

Priyadarshani, S., Madhushani, W. A. N., Jayawardena, U. A., Wickramasinghe, D. D., & Udagama, P. V. (2015). Heavy metal mediated immunomodulation of the Indian green frog, *Euphlyctis hexadactylus* (Anura: Ranidae) in urban wetlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (116). s: 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.037>

Pyke, G.H. (2008). Plague minnow or mosquito fish? A review of the biology and impacts of introduced gambusia species. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* (39). s: 171–191.

Richardson, D.C., Holgerson, M.A., Farragher, M.J. Hoffman, K.K., King, K.B.S., Alfonso, M.B., Andersen, M.R., Cheruveil, K.C., Coleman, K.A., Farrugia, M.J., Fernandez, R.L., Hondula, K.L., López Moreira Mazacotte, G.A., Paul, K., Peierls, B.L., Rabaey J.S., Sadro, S., Sanchez, M.L., Smyth, R.L., Sweetman, J.N. (2022). A functional definition to distinguish ponds from lakes and wetlands. *Scientific reports* (12)10472. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14569-0>

Rosset, V., Angélibert, S., Arthaud, F., Bornette, G., Robin, J., Wezel, A., Vallod, D. and Oertli, B. (2014). Is eutrophication really a major impairment for small waterbody biodiversity?. *Journal of Applied Ecology* (51):2. s. 415-425.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12201>

Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. och Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* (8). s: 275–279.

Scheffers, B. R., Paszkowski, C.A. (2013). Amphibian use of urban stormwater wetlands: the role of natural habitat features. *Landscape and Urban Planning* (113): 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.01.001>

Scholte, S.S.K., van Teeffelen, A.J.A., Verburg, P.H. (2015). Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: a review of concepts and methods. *Ecological Economics*. (114). s: 67–78.
doi:10.1016/j.ecolecon.2015.03.007

Semlitsch, R.D. (2000). Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management* (64). s: 615–631.

Sievers, M. K., Hale, R., Swearer, S. E., & Parris, K. M. (2018A). Contaminant mixtures interact to impair predator-avoidance behaviors and survival in a larval amphibian. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (161). s: 482–488. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.06.028

Sievers, M. K., Hale, R., Swearer, S. E., & Parris, K. M. (2018B). Frog occupancy of polluted wetlands in urban landscapes. *Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1111/cobi.13210>

Sirakaya, A., Cliquet, A. och Harris, J. (2018) Ecosystem services in cities: Towards the international legal protection of ecosystem services in urban environments. *Ecosystem Services* (29). s: 205-212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.01.001>.

SMHI. (2023). Statistik för extrema korttidsregn – skyfall. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/skyfall-och-hagel/statistik-for-extrem-korttidsnederbord-1.159736> (2024-01-12)

Smits, A. P., Skelly, D. K., & Bolden, S. R. (2014). Amphibian intersex in suburban landscapes. *Ecosphere* (5)11.DOI: 10.1007/s10393-010-0348-4

Swaffield, S.R & McWilliam, W.J. (2013). *Landscape aesthetic experience and ecosystem services*. U.å. (red). Ecosystem services in New Zealand—conditions and trends. Lincoln, New Zealand: Manaaki Whenua Press.

van Kleef, H., van der Velde, G., Leuven, R. och Esselink, H. (2008). Pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) invasions facilitated by introductions and nature management strongly reduce macroinvertebrate abundance in isolated water bodies. *Biological Invasions* (10). s: 1481–1490.

Vincent, J. och Kirkwood, A.E. (2014). Variability of water quality, metals and phytoplankton community structure in urban stormwater ponds along a vegetation gradient. *Urban Ecosystems* (17). s: 839–853.

Wilby, R. L., Perry, G. L. W. (2006). Climate change, biodiversity and the urban environment: a critical review based on London, UK. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 30(1), 73-98. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp470ra>

Wilson, J. N., Bekessy, S., Parris, K. M., Gordon, A., Heard, G. W., & Wintle, B. A. (2013). Impacts of climate change and urban development on the spotted marsh frog (*Limnodynastes tasmaniensis*). *Austral Ecology*, (38). s: 11–22. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2012.02365.x>

Yadav, P., Foster, W.A., Mitsch, W. J., Grewal, P. S. (2012). Factors affecting mosquito populations in created wetlands in urban landscapes. *Urban Ecosystems* 15: 499–511. DOI:10.1007/s11252-012-0230-y

Yang, L., Qian, F., Song, D. och Zheng, K. (2016). Research on Urban Heat-Island Effect. *Procedia Engineering* (169). s: 11-18.
<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.10.002>.

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Du hittar en länk till SLU:s publiceringsavtal på den här sidan:

<https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>.

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.