Bilaga 2

Uppsala, 2026-09-07

MKB 2027

Användning av VectoBac G® med spridning från helikopter för bekämpning av stickmygglarver i översvämningsområden inom Karlstad kommun



Maja Högström, Martina Schäfer,

Christian Blue & David Engström

Huvudkontor NEDAB:
Granövägen 10
811 97 Gysinge

Besöksadress Biologisk Myggkontroll:
Hållnäsgatan 8B
752 28 Uppsala

Sammanfattning

Planerad verksamhet: Karlstad kommun har uppdragit åt Biologisk Myggkontroll inom Nedre Dalälvens Utvecklings AB (NEDAB) att ansöka om tillstånd för myggbekämpning inför 2027. Det biologiska bekämpningsmedlet VectoBac G® ska spridas med doseringen 10-14 kg/ha med luftfartyg över grunda översvämmade områden där larver av *Aedes sticticus* och andra översvämningsmyggor förekommer. Den aktiva beståndsdelen i VectoBac G® är ett pretoxin i form av proteinkristaller producerat av bakterien *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti). De planerade ramområdena för stickmyggbekämpning omfattar totalt 308,6 ha i Karlstad kommun och är mestadels lokaliserade i anslutning till Klarälven. Det maximala årsbehovet av VectoBac G® beräknas till 9 000 kg per år för dessa områden.

Berörda Natura 2000-områden: Inga Natura 2000-områden finns inkluderade i, eller i anslutning till, de sökta ramområdena för stickmyggbekämpning.

Naturpåverkan: Bti har en komplicerad upptagnings- och verkningsmekanism vilket gör att endast en begränsad grupp av insekter inom ordningen Diptera och underordningen Nematocera (myggor) är känsliga mot Bti. Effekten av Bti är dosberoende och doseringen vi använder är riktad mot de hyperkänsliga larverna av *Aedes sticticus* och andra översvämningsmyggor inom myggfamiljen Culicidae (stickmyggor). Larver av myggfamiljen Chironomidae (fjädermyggor) är dock relativt nära stickmygglarver i känslighet för Bti vilket visats i otaliga forskningsstudier. På senare tid har forskningen om eventuella effekter av Bti-baserad stickmyggbekämpning på fjädermyggor intensifierats. De publicerade resultaten innehåller såväl studier som visar på signifikant negativa effekter på vissa underfamiljer av fjädermyggor, och studier som inte påvisar några signifikanta negativa effekter.

Resultat av egenkontrollprogrammet för stickmyggbekämpning vid Nedre Dalälven för åren 2012 - 2017 visade ingen statistisk signifikant skillnad mellan bekämpade områden och obekämpade referensområden för antal insekter totalt, antalet myggor och antal fjädermyggor. Den totala mängden fjädermyggor som födoresurs för fåglar, fladdermöss, spindlar och andra insektsätare är alltså opåverkad i de bekämpade områdena. Resultaten från åren 2018 till 2022 håller på att analyseras men trenden ser ut att bestå.

De akvatiska och terrestra insektsätare som i någon mån drar nytta av översvämningsmyggor är generalister, som därmed definitionsmässigt inte är beroende av en enstaka temporär och oförutsägbar resurs. Översvämningar under våren och sommaren förekommer oregelbundet och vissa år inte alls, men det ekologiska systemet i dessa områden är väl anpassat för denna variation.

Åtgärder för att förebygga eventuell påverkan: För att undvika eventuella skadliga verkningar av Bti på fjädermygglarver så används en så låg dosering som möjligt med bibehållen effekt på stickmygglarver. Tekniska förutsättningar och erfarenheter säkerställer en lämplig dosering och hög geografisk precision vid spridning av VectoBac G®. Som extra säkerhetsåtgärd kommer inventering av häckande par av storfåglar att ske, och skyddsavstånd läggs sedan till för eventuella aktiva häckningar.

Alternativa lösningar: I nuläget finns inga alternativa bekämpningsmetoder att tillgå som har potential att minska mängder översvämningsmyggor till acceptabla nivåer för

befolkningen. Alternativa lösningar som diskuterats är bekämpning genom ändrad hydrologi, ändrad topografi, kemisk bekämpning, mekanisk bekämpning, steril insektsteknik samt personligt skydd. Flera undersökningar om hävdens betydelse som en möjlig åtgärd för att långsiktigt minska mängden översvämningsmyggor har genomförts och det samlade faktaunderlaget ger inget stöd för den hypotesen.

Nollalternativet: Om bekämpningen med VectoBac G® uteblir skulle detta resultera i fler översvämningsmyggor vilket möjligtvis skulle kunna ge mer föda för insektsätare. Dock utgör inte översvämningsmyggor någon viktig födoresurs för fåglar, fladdermöss eller andra insektsätare. Nollalternativet innebär att stora områden som avses skyddas mot återkommande stora till olidliga stickmyggproblem då kommer att drabbas av dessa stickmyggsproblem med avsevärt negativa effekter för människors hälsa och livsmiljö. Även samhällsekonomin och turistnäringen i aktuella områden skulle påverkas mycket negativt.

Innehållsförteckning

1 Beskrivning av planerad verksamhet 5
1.1 Målarter för bekämpningen 5
1.2 Val av bekämpningsmedel 6
1.3 Ramområden för bekämpning 7
1.3.1 Arbetet med att ta fram ramområden 9
1.3.2 Beskrivning av ramområden 9
1.4 Utförande av bekämpning 10
1.5 insamling och identifiering av stickmyggor 13
2 Bedömning av bekämpningens miljökonsekvenser 15
2.1 Riskbedömning för myggor 15
2.1.1 Fjädermyggor 15
2.2 Riskbedömning för övrig fauna 17
2.2.1 Kräftdjur 18
2.2.2 Mikroorganismer 18
2.2.3 Groddjur 18
2.2.4 Fiskar 19
2.2.5 Däggdjur 20
2.3 Ekologisk riskbedömning 20
2.3.1 Akvatiska näringsvävar 21
2.3.2 Terrestra näringsvävar 23
2.3.3 Ekosystem 25
2.4 Bti-ackumulering i organismer och miljö 25
2.5 Gödningseffekter av bekämpningen 27
2.6 Häckande fåglar och helikopterstörning 28
2.6.1 Havsörn (Haliaeetus albicilla) 29
2.6.2 Fiskgjuse (Padion haliaetus) 29
2.6.3 Sångsvan (*Cygnus cygnus*) 29
2.6.4 Trana (*Grus grus*) 30
2.6.5 Storlom (*Gavia arctica*) 31
2.6.6 Vitryggig hackspett (Dendrocopus leucotos) 31
2.7 Helikopterstörning och allmänheten 33
2.8 Kumulativa miljöeffekter 33
2.9 Uppgifter som krävs för att påvisa eventuell påverkan 34
2.10 Kompensatoriska åtgärder 34
3 Åtgärder för att förebygga och följa upp eventuell påverkan 34
3.1 Förebyggande åtgärder 34
3.2 Uppföljning 36
3.2.1 Resultat av Egenkontrollen Dalälven 2012-2017 37
3.2.2 Egenkontrollen i Forshaga 37
4 Alternativa bekämpningsåtgärder inklusive nollalternativet 39
4.1 Bekämpning genom miljöförändring 39
4.1.1 Bekämpning genom ändrad hydrologi 39
4.1.2 Bekämpning genom ändrad marktopografi 39
4.2 Kemisk bekämpning 41
4.3 Mekanisk bekämpning 41
4.4 Bekämpning genom spridning av sterila hannar 42
4.5 Personligt skydd 43
4.6 Nollalternativet 43
5 Refererad litteratur 44

1 BESKRIVNING AV PLANERAD VERKSAMHET

1.1 MÅLARTER FÖR BEKÄMPNINGEN

De 50 svenska stickmyggarterna kan indelas i 10 ekologiska grupper efter var de lägger sina ägg (på vatten eller på marken), hur de övervintrar (ägg, larv eller vuxen stickmygga), vilka djur de främst suger blod från (däggdjur, fåglar eller grodor) och hur många generationer de har under en sommar (en eller flera) [1,2]. Två ekologiska grupper som ofta nämns är översvämningsmyggor (9 arter) och skogsmyggor (20 arter). De skiljer sig i antal generationer per år och skillnaden har stor betydelse. Översvämningsmyggor kan ha flera generationer per säsong med massutveckling i stora översvämmade områden, medan skogsmyggor bara har en generation per säsong och utvecklas på mindre ytor i vattenpölar [3].

Översvämningsmyggor, främst *Aedes sticticus* (Figur 1) är målarter för de planerade bekämpningsinsatserna i Karlstads översvämningsområden. Dessa stickmyggor lägger ägg på fuktig mark och äggen överlever i många år vilket över tid innebär att det skapas en äggbank. Det krävs översvämning och vattentemperatur på cirka 8–10°C för att äggen skall kläckas till larver. Alla ägg kläcks dock inte vid samma översvämning.

Den typiska larvmiljön för dessa stickmyggor är områden med gräs och halvgräs som översvämmas med grunt vatten, en eller flera gånger under perioden maj till augusti. Ofta är det stora öppna och flacka strandområden vid sjöar, åar eller älvar som producerar stora mängder av översvämningsmyggor, men även översvämmad mark i lövskog och blandskog är mycket produktiv för dessa stickmyggor. Larverna äter närmast kontinuerligt dygnet runt, utvecklas snabbt och beroende på temperatur så lämnar de sedan vattenytan som flygande honor och hanar inom cirka 10–14 dagar. Honor av *Aedes sticticus* suger normalt inte blod förrän de parat sig, vilket också är beroende av väderlek, så det kan dröja ytterligare någon dag till en vecka innan de blodsökande honorna ställer till det för boende och besökare i området. Flera generationer översvämningsmyggor kan utvecklas under en sommar och orsaka enormt stora och omfattande stickmyggproblem över lång tid. Dessa aggressiva stickmyggor är aktiva mitt på dagen och de kan flyga i stora mängder upp till 10 km eller mer för att hitta sitt blodmål.

Stickmyggfaunan i delar av Karlstad kommun består till stor del av översvämningsmyggor och stora mängder av dessa myggor är ett återkommande problem exempelvis kring Skåre i den norra delen av kommunen. De insamlingar (se kap 1.5) som gjorts i Karlstadområdet 2019-2024 har visat att det förutom den vanligaste arten *Aedes sticticus* (Vårsmämmygga) även förekommer *Aedes vexans* (Sommarsvämmygga), *Aedes cinereus* (Rödbrun höstmygga) och *Aedes rossicus* (Grå svämmygga). Dessa tre arter påträffas ofta i samma miljö som *Aedes sticticus* och inkluderas i bekämpningen när larverna förekommer tillsammans.



FIGUR 1. AEDES STICTICUS, MÅLARTEN FÖR BEKÄMPNING. BILDEN VISAR EN HONA SOM TAR BLOD. FOTO: THOMAS PERSSON VINNERSTEN

1.2 VAL AV BEKÄMPNINGSMEDEL

Bekämpning av översvämningsmyggornas larver utförs med det biologiska larvbekämpningsmedlet VectoBac G® i granulatform (Figur 2), som sprids med helikopter. För att denna bekämpning ska fungera är det helt avgörande att insatserna utförs på rätt plats vid rätt tidpunkt. VectoBac G® innehåller 2,8% av den aktiva ingrediensen *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) med en mycket specifik och komplicerad verkningsmekanism (se kap 2.1). Bakterien Bti odlas i stora behållare, torkas och mals till pulver. Detta bakteriepulver klibbas fast på små bitar av majskolvens vedartade kärna med hjälp av majsolja. Form och densitet hos dessa Bti-laddade granulat gör att de kan spridas från helikopter och ta sig ner genom lövklädda trädkronor, buskar och gräs för att nå vattenytor och pölar i markplanet. När granulaten landar på vattenytan (Figur 3) frigörs lite majsolja som gradvis tar med sig proteinkristallerna så att de sakta sjunker genom vattnet och kan sväljas av stickmygglarver. VectoBac G® är godkänd som biologiskt larvbekämpningsmedel mot stickmyggor såväl i Sverige som inom EU (reg nr 6041). Vi avser att använda VectoBac G® i doseringen 12 +/- 2 kg/ha (10 – 14 kg/ha).



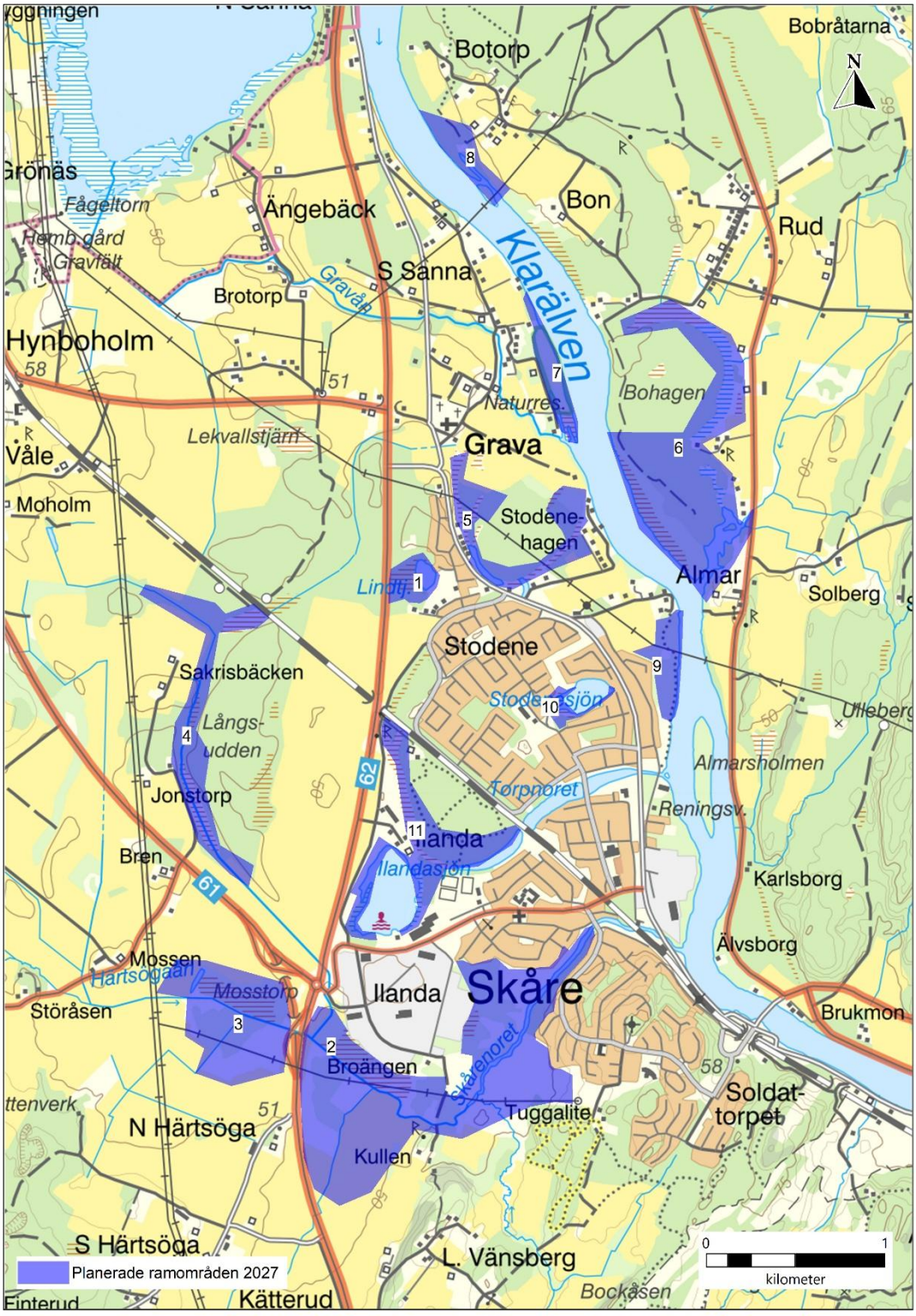
FIGUR 2. BEKÄMPNINGSMEDLET VECTOBAC G® BESTÅR AV CELLULOSA BRIKETTER (AV MITTENPINNEN I MAJSKOLV) BELAGDA MED MAJSOLJA OCH 2,8% TORKAD PULVRISERAD BAKTERIEKULTUR AV BTI. FOTO: MARTINA SCHÄFER.



FIGUR 3. VECTOBAC G® PÅ VATTENYTAN I ETT TEMPORÄRT ÖVERSVÄMMAT OMRÅDE. FOTO: JAN O. LUNDSTRÖM.

1.3 RAMOMRÅDEN FÖR BEKÄMPNING

Det aktuella ramområdet för bekämpning av översvämningsmyggor under 2027 är på totalt 308,6 ha i Karlstad kommun (Figur 4). Behovet av bekämpningsinsatser varierar i relation till översvämningarnas antal och omfattning och vår bedömning är att det som mest under ett år kan komma att behövas tre insatser under perioden maj till augusti. Det maximala årsbehovet av VectoBac G® beräknas till 9000 kg.



FIGUR 4. ÖVERSIKT ÖVER ALLA SÖKTA RAMOMRÅDEN INOM KARLSTAD KOMMUN 2027. VARJE ENSKILT RAMOMRÅDE HAR GETTS ETT IDENTITETSNUMMER

1.3.1 Arbetet med att ta fram ramområden

Arbetet med att identifiera ramområden med potential att producera stora mängder *Aedes sticticus* utgår ifrån befolkningens klagomål. Lokalisationen av dessa klagomål visar var problemen med översvämningsmyggor finns och med den utgångspunkten söker vi efter potentiella kläckningsområden. Analyser av satellitscener och digitala kartor görs för att få ett första utkast av områden som är temporärt vattentäckta.

Vid fältbesök studeras vegetationen och terrängen för att avgöra om miljön passar för översvämningsmyggor. GPS-punkter tas på möjliga ytterkanter under en översvämning baserad på vegetationen och används i GIS tillsammans med en digital höjdmodell för att modellera en översvämning och därmed avgränsa ramområdet.

1.3.2 Beskrivning av ramområden

Beskrivningar av ramområdena bygger på fältbesök, en digital terrängmodell och nationella marktäckedata (NMD, Naturvårdsverket). Vi har gett varje enskilt ramområde ett identitetsnummer (Figur 4) som kan användas för att se vilket område som beskrivs i texten nedan. För alla ramområden kan översvämning ske när vattenflödet i Klarälven är högt, vid snösmältning och efter kraftig nederbörd eller vid en kombination av dessa.

1. Lindtjärnen (5,9 ha) är en liten tjärn nära riksväg 62 som på ena sidan kantas av skog och på andra sidan av låglänta strandområden dominerade av gräs och buskmarker. Tjärnens omgivningar bör kunna vara potentiella produktionsområden för översvämmningsmyggor om de översvämmas. Hur stark hydrologisk koppling som finns mellan älven och den lilla tjärnen är svårt att bedöma.

2. Skårenoret (101,6 ha) ligger ca en kilometer från Klarälven och har en direkt hydrologisk koppling till älven via ett mindre vattendrag. Detta vattendrag går genom såväl omfattande gräsmarker som områden med buskar och träd. Närboende berättar att stora delar av gräsmarkerna stod under vatten sommaren 2018 vilket ger en tydlig signal om risk för omfattande produktion av översvämningsmyggor.

3. Mosstorp/Härtsögaån (35,2 ha) är beläget väster om riksväg 61/62. Härtsögaån med tillrinning från flera bäckar och diken löper genom området och ansluter till Skårenoret öster om riksvägen. Vegetationen i området utgörs av tuvig gräsmark och mindre områden med både buskar och träd av de slag som ofta återfinns i tidvis blöta områden.

4. Sakrisbäcken (26,9 ha) har tillrinning från ett flertal andra mindre bäckar och diken och mynnar i en mindre damm strax intill Ilanda-rondellen. Ser ut att kunna ha en indirekt hydologisk koppling till Klarälven via närbelägna Skårenoret. Området är långsmalt och låglänt och bedöms kunna översvämmas vid regn. Vegetationen består främst av gräs, halvgräs, videbuskage och mindre björkar. Vid besök i området i september 2025 var bäcken översvämmad, det hade då regnat en hel del veckan innan och vattenståndet i Klarälven var högt.

5. Stodenehagen (19,7 ha) är ett lågt beläget område som sträcker sig från Stodenehagen till Norra Grava och har direkt anslutning till det lilla permanenta vattendraget Kullsjön. Områdets västligaste del är beläget mycket nära Klarälven och bör kunna ha en viss hydrologisk koppling till älven samt riskera att översvämmas vid lokalt regn. Området

består tills största del av gräs och halvgräs men även buskage och lövträd förekommer. Området kantas av skog, åkermark och bebyggelse.

6. Almar (64,2 ha) ligger i nära anslutning till Klarälven och de låglänta markområdena påverkas direkt vid förändringar av vattenståndet i älven vilket indikerar risk för produktion av översvämningsmyggor. Dessa markområden domineras av gräs och örter men har också en hel del buskar och träd.

7. Rustad naturreservat (8,1 ha) är ett flackt lövskogsbevuxet område i direkt anslutning till Klarälven som regelbundet översvämmas när vattnet stiger i älven. Området är uppbyggt på minst tre tydliga vallar med mellanliggande öppna och ibland vattenfyllda stråk. Vegetationen med lövträd, buskar, gräs, halvgräs och örter i kombination med att regelbundna översvämningar förekommer gör området till ett potentiellt produktionsområde för översvämmningsmyggor.

8. Botorp (8,5 ha) är ett lågt liggande svämskogsområde i direkt anslutning till Klarälven. Via fåror som sträcker sig in i området översvämmas det när vattnet är högt i älven. Vegetationen i de lägre delarna består av gräs, halvgräs, vass, videbuskage och mindre lövträd. I de högre delarna förekommer även större lövträd samt gran och tall. Vid ett fältbesök i området i september 2025 var området ordentligt översvämmat, vattenståndet i Klarälven var vid tidpunkten högt.

9. Granliden (8,5 ha) är ett flackt lövskogsområde med en grund fördjupning av marken i den centrala delen. Området ligger nära Klarälven och kan svämmas när älven stiger rejält men påverkas troligen också av lokal nederbörd. Detta studieområde togs i bruk från v 23 under 2022. Vid ett fältbesök sommaren 2023 var delar av området översvämmat och mygglarver upptäcktes. Boende i det närliggande bostadsområdet har tidvis upplevt stora problem med stickmyggor.

10. Stodenesjön (3,0 ha) kantas av låglänta strandområden som domineras av gräs och buskmarker och som mycket väl kan vara produktiva för översvämningsmyggor om de översvämmas. Hur stark hydrologisk koppling det finns mellan älven och den lilla sjön är svårt att bedöma.

11. Ilandasjön (27 ha) ligger en bit från Klarälven, ser ut att ha en viss hydrologisk koppling till älven och påverkas troligen också av lokal tillrinning. Delar av strandkanterna är låglänta och har gräs- och örtvegetation som kan vara lämpliga miljöer för översvämningsmyggor, men det är svårt att avgöra hur ofta det inträffar sådana översvämningar som krävs för produktion av översvämningsmyggor.

1.4 UTFÖRANDE AV BEKÄMPNING

Från mitten av april till slutet av augusti följer vi dagligen variationerna i Klarälvens flöden och vattenstånd, samt tolkar prognoser om nederbörd och tillrinning för att kunna vara på plats tidigt vid översvämning. När det blir översvämning besöker vi området för att undersöka förekomst av nykläckta översvämningsmygglarver. Baserat på översvämningens omfattning och antal larver per liter vatten gör vi sedan en bedömning om bekämpningsbehovet. För att få bekämpa krävs det enligt tidigare års beslut för områden vid Dalälven och Klarälven fler än fyra larver per liter i stora vattensamlingar och

fler än 50 larver per liter i mindre vattensamlingar eller diken. Antalet stickmygglarver mäts med en så kallad dipper, en vit plastskål på ett långt skaft (Figur 5).



FIGUR 5. DIPPER MED STICKMYGGLARVER. FOTO: JAN O. LUNDSTRÖM

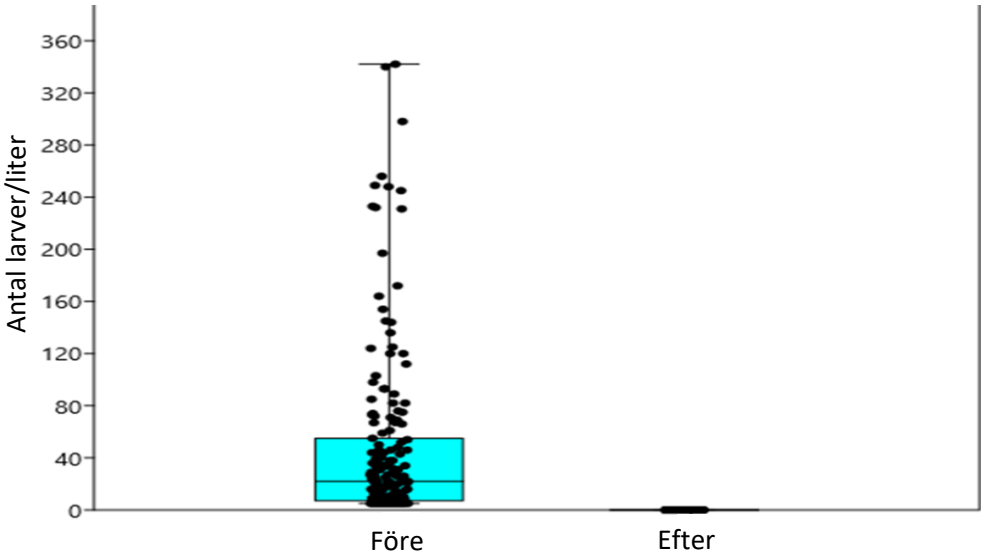
Vi mäter också in den aktuella vattenlinjen med en GPS och analyserar informationen i ett geografiskt informationssystem (GIS) tillsammans med en högupplöst digital höjdmodell. Analyserna hjälper oss att identifiera de grunda delar av översvämmade områden som producerar larver av översvämningsmyggor. Med kunskap om var larverna finns tar vi fram kartunderlag i form av polygoner för de områden där spridningen av VectoBac G® skall utföras från helikopter.

Spridarutrustningen kalibreras för vald dos per hektar innan spridning. Vi har tillgång till två spridarutrustningar som kan alterneras utan att helikoptern behöver landa (Figur 6). Ytorna som ska behandlas med VectoBac G® läggs in i helikopterns datorsystem som är kopplat till en GPS. I detta system lägger piloten in flygrutter över områden och när helikoptern sedan flyger loggas all spridning, vilket gör att vi efteråt kan kontrollera att ytan har täckts in tillräckligt.

Ett dygn efter bekämpningsinsatsen är vi åter ute i markerna för att kontrollera om bekämpningen har fungerat och i regel påträffas då inga levande larver av översvämningsmyggor (Figur 7).



FIGUR 6. HELIKOPTER ANVÄNDS FÖR SNABB, SÄKER OCH PRECIS BEKÄMPNING GENOM SPRIDNING AV GRANULATET VECTOBAC G® OCH TILLGÅNG TILL TVÅ SPRIDARUTRUSTNINGAR.



FIGUR 7. VI ANVÄNDE VECTOBAC G® I DOSEN 10-12 KG/HA VILKET GER NÄRA 100% REDUKTION AV ANTALET LARVER AV ÖVERSVÄMNINGSMYGGOR. EXEMPEL FRÅN BEKÄMPNING VID NEDRE DALÄLVEN 2018. VARJE PUNKT MOTSVARAR MEDELVÄRDET AV ANTAL LARVER FRÅN 10 DIPP PER OMRÅDE.

1.5 INSAMLING OCH IDENTIFIERING AV STICKMYGGOR

Insamling och identifiering av stickmyggor är en viktig del av Biologisk Myggkontrolls verksamhet och har två funktioner. När bekämpningsbehovet utreds i ett helt nytt område används resultaten för bedömning av vilken/vilka arter som orsakar stickmyggproblemen och ger även kvantitativa data för bedömning av bekämpningsbehov. I områden med bekämpning används denna metod för att bedöma bekämpningens effekt på mängden blodsökande stickmyggor.

För insamling av blodsökande stickmygghonor används Centers for Disease Control Miniature Light trap (CDC-fälla) som betas med koldioxid (Figur 8). Fördelen med koldioxidbetade CDC-fällor är att de nästan enbart fångar blodsökande honor av stickmyggor och att de ger en uppfattning av mängden stickmyggor som drabbar människor med sitt blodsugande.

Vid fångstillfället apteras CDC-fällorna under eftermiddagen och vittjas nästföljande morgon. Stickmyggorna sövs för att kunna räknas och sedan konserveras de genom infrysning. När fällfångster innehåller stora mängder stickmyggor beräknas antal med hjälp av vikten. För detta behövs att man med hög precision tar vikten av ett antal delprover med känt antal stickmyggor som grund för beräkningen [4].

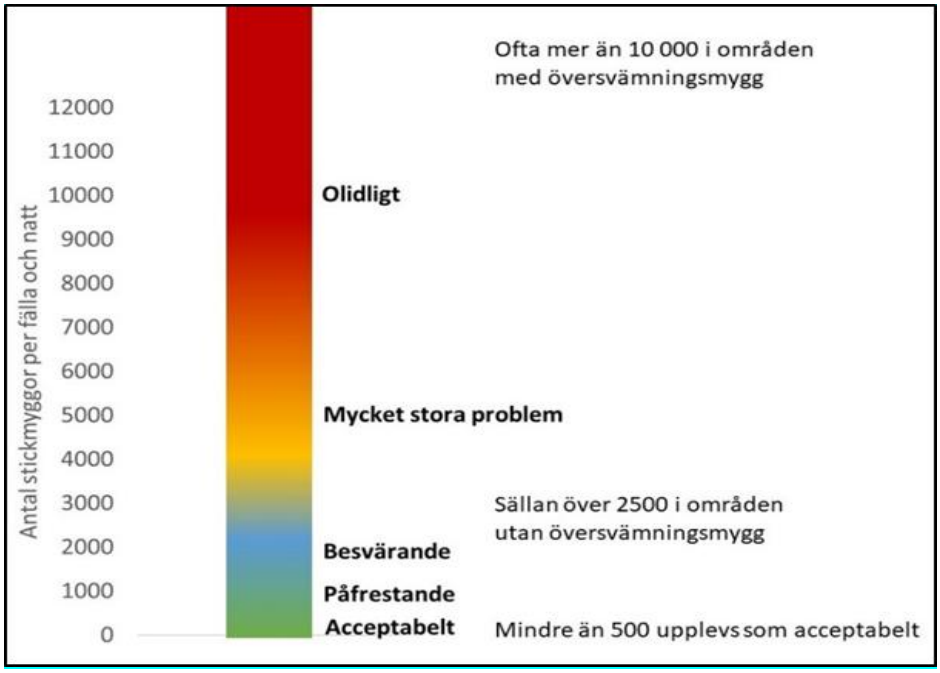
Ampullerna med frysta stickmyggor transporteras till vårt entomologiska laboratorium i Uppsala där de förvaras frysta fram till identifiering. Stickmyggorna identifieras senare till art baserat på morfologiska kännetecken enligt bestämningsnyckeln i Becker et al. 2020 [5]. Klassificering av de insamlade stickmyggsarterna till ekologiska grupper följer en metod som utarbetades under början av 2000-talet [2] och som senare applicerats på alla i landet förekommande arter av stickmyggor [1].

Graden av stickmyggproblem ökar med abundansen enligt följande etablerade riktvärden (Figur 9); mer än riktvärdet 500 stickmyggor per fällnatt upplevs som påfrestande, mer än riktvärdet 2 000 stickmyggor per fällnatt är besvärande, mer än riktvärdet 5 000 stickmyggor per fällnatt upplevs som stora problem och mer än riktvärdet 10 000 stickmyggor per fällnatt är olidligt. Vid nivån olidliga stickmyggproblem är det inte längre möjligt att urskilja högre besvärsnivå varför man inte upplever någon skillnad mellan exempelvis 10 000 och 50 000 stickmyggor per fällnatt. Riktvärden och gradering av stickmyggsproblematik togs fram av Dr Jan O. Lundström och Dr Martina Schäfer och har använts i ansökningar sedan 2018. Underlaget bygger på mångårig erfarenhet av arbete med stickmyggor, myggbekämpning samt kontinuerlig kontakt med drabbade människor.

För befolkningen acceptabel mängd handlar om mindre än 500 stickmyggor per fällnatt, vilket också är målet med den aktuella bekämpningen. För att ge dispens för bekämpning med helikopter anser Naturvårdsverket att stora olägenheter för människor som bor och vistas inom aktuella områden ska kunna påvisas genom att minst 1000 översvämningsmyggor per fällnatt har uppmätts vid något tillfälle.



FIGUR 8. EN CDC-FÄLLA BETAD MED KOLDIOXID ANVÄNDS FÖR FÅNGST AV STICKMYGGOR INOM MONITORINGPROGRAMMET. FOTO JAN O. LUNDSTRÖM.



FIGUR 9. GRADERING AV UPPLEVELSEN AV STICKMYGGPROBLEM RELATIVT MÄNGDEN STICKMYGGOR FÅNGADE I EN CDC-FÄLLA UNDER EN NATT.

2 BEDÖMNING AV BEKÄMPNINGENS MILJÖKONSEKVENSER

2.1 RISKBEDÖMNING FÖR MYGGOR

Bti är en aerob saprofytisk jordbakterie med omfattande geografisk utbredning över stora delar av världen. Bti förekommer naturligt även i Sverige i Dalälvsområdet [6]. Den aktiva beståndsdelen är ett pretoxin som förekommer i form av svårlösliga proteinkristaller producerade av bakterien Bti [7]. Den specifika verkningsmekanismen kräver att kristallerna sväljs, att magtarm-kanalen har en basisk miljö med minst pH 9 så kristallen löses till fritt pretoxin, att specifika proteinaser förekommer i tarmsystemet och klyver pretoxinet till fyra toxiner, samt att tarmens celler har receptorer som de frigjorda toxinerna kan binda till. Fyra toxiner, med olika verkningsmekanismer, aktiveras och angriper tarmceller så att cellmembranet förstörs och cellerna faller sönder. Hålen som bildas i larvens tarm gör att tarminnehållet kommer ut i kroppshålan och larven avlider.

Endast en begränsad grupp av insekter inom ordningen Diptera, underordningen Nematocera, är särskilt känsliga mot Bti [7]. Larver av enstaka familjer inom underordningen Nematocera påverkas och känsligast är larver av familjen Culicidae (stickmyggor) som förekommer i stillastående vatten och larver av familjen Simuliidae (knott) som endast förekommer i rinnande vatten. Även larver av familjen Chironomidae (fjädermyggor) är känsliga men bekämpning av dessa kräver mycket högre dosering än för stickmygglarver och knottlarver [8–11]. Vid mycket kraftigt ökad dos kan Bti även vara toxiskt för ytterligare ett par myggfamiljer som förekommer i våtmarker [12–17].

Bekämpningen riktas mot de hyperkänsliga larverna av översvämningsmyggor och främst arten *Aedes sticticus* vilket innebär att en låg dosering kan användas. Bekämpning utförs endast i grunda vegetationsrika översvämningsvåtmarker där granulatet sedimenterar vilket medför att medlet inte transporteras till rinnande vatten och därför inte påverkar knottlarver.

2.1.1 FJÄDERMYGGOR

Myggfamiljen fjädermyggor förekommer i stora mängder i många akvatiska och terrestra miljöer och utgör generellt en viktig födoresurs för både vattenlevande och markbundna rovdjur [18–20]. Underfamiljen Chironominae, har visat känslighet för förhöjda nivåer av Bti [8–11,21–23] och detta gör att familjen fjädermyggor och främst underfamiljen Chironominae hamnar i fokus för att bedöma påverkan av stickmyggbekämpning med Bti på icke-målarter. Ett flertal studier av Bti-känslighet hos underfamiljen Chironominae har dock baserats på resultat av förhöjda Bti-koncentrationer [11,24]och utförts i laboratorium [11,23], i artificiella microcosm- [25] eller mesocosm- miljöer [24,26]. Laboratoriestudier och studier med fjädermyggor genomförda under kontrollerade förhållanden har visat på hög känslighet för Bti [7,9,21]. Dessa resultat bör beaktas med viss försiktighet eftersom den biotiska, abiotiska, rumsliga och temporala dynamiken i ett ekosystem minskar effektiviteten av Bti [24,27].

Några artiklar under senare år från en tysk forskargrupp visar effekter av Bti-baserad stickmyggbekämpning på fjädermyggor i tyska Rhendalen.

Under 2017 publicerades en studie där man i ett labbförsök under 28 dagars studietid visade att fjädermyggslarver av arten *Chironomus riparius* (Underfamilj: Chironominae) var mycket känsligare för Bti i första och andra larvstadiet än i tredje och fjärde larvstadiet [23]. Författarna drar slutsatsen att risken för fjädermyggor vid användning av Bti mot stickmyggor är underskattad. Det är ingen direkt överraskning att små fjädermyggslarver är känsligare för Bti än äldre larvstadier, samma princip gäller även för stickmygglarver. Studien visar dock att det är viktigt att ha ett övervakningsprogram för icke-mål organismer med fokus på fjädermyggor. I artikeln nämns även att det finns en långtidsuppföljning av bekämpningen i Sverige, vilket inte alla länder har. Vårt egenkontrollprogram fyller alltså en väldigt viktig funktion och visar på betydelsen av att utföra uppföljning över lång tid med samma upplägg i samma områden.

Under 2017 publicerades också en studie utförd under 4 månader 2013 där man tittade på fjädermyggdiversitet och ändringar i fjädermyggornas artkomposition i våtmarker med stickmyggbekämpning i Rhendalen [28]. Där hittade man enbart mindre signifikanta effekter av Bti-bekämpningen på artkompositionen. En rättelse av Theissinger et al. [29] visar att det gjorts misstag i studien där fjädermyggunderfamiljen Orthocladiinae felidentifierats som myggfamiljen Cecidomyiidae samt att även fällor placerade i terrester miljö felaktigt inkluderats i analysen. Detta påverkade resultatet på abundansdata av myggor med en felaktig reduktion av antalet fjädermyggor.

Nästa två studier publicerades 2019 och där lyfter författarna fram signifikanta effekter av Bti-bekämpning i olika typer av studier [24,26]. Allgeier et al. [26] såg signifikanta effekter med minskat antal fjädermyggor i både mesocosmos-studier (studietid: 7 veckor), semi-fält-studier (studietid: 1 månad) och fältstudier (studietid: 7 dagar). Theissinger et al. [24] genomförde undersökningar i tre olika miljöer i Rhendalen, ”*meadow*”, ”*floodplain*” och ”*forest*”. Publikationen har titeln ”*Mosquito control actions affects chironomid diversity in temporary wetlands of the Upper Rhine Valley*” men noggrann läsning avslöjar att den enda signifikanta skillnaden handlar om antalet fjädermyggarter specificerat som ”*operational taxonomic units*” (OTU) i ängsmiljön. Där såg man också en reduktion i antalet OTU mellan bekämpade och obekämpade områden, men först i diskussionen får läsaren veta att man använde den dubbla doseringen av Bti i denna miljö. Det är också värt att nämna att bekämpningen i Tyskland, förutom översvämningsmyggor, även inkluderar skogsmyggor. Dessutom uppmärksammar författarna även svårigheten att överföra resultat från tyska till svenska förhållanden och tvärtom på grund av skillnaden i bekämpningsfrekvensen. Exempelvis bekämpas översvämningsvåtmarkerna längs floden Rhen i Tyskland i genomsnitt fem gånger per säsong [30] medan bekämpningen i områden vid Nedre Dalälven genomförs i genomsnitt 1,41 gånger per säsong.

Det finns också flera studier de senaste åren som inte påvisat negativa effekter av Bti-bekämpning på fjädermyggor. I en treårig studie i Österrike användes en variant av Before-After-Control-Impact (BACI) design [27]. Resultaten visade varken några

signifikanta abundanseffekter på fjädermyggor eller på underfamiljer, tribes eller släkten. Även fjädermyggornas artsammansättning och diversitet var oförändrade och utan signifikant påverkan av stickmyggbekämpningen. I Österrike används samma VectoBac-produkt och liknande dosering som i Sverige för den helikopterbaserade bekämpningen av stickmyggor.

Eventuell påverkan av Bti på icke-mål organismer har även studerats under flera år i områden vid den franska Atlantkusten och här påvisades inga negativa effekter på icke-mål organismer, varken på fjädermyggor eller andra organismer [31]. En viktig del av studien var att undersöka effekter under kort och lång tid (7 år) på de evertebrater som är viktig föda för fåglar. Slutsatsen var att ingen av dessa evertebrater påverkades av Bti-baserad bekämpning av stickmyggor [32,33].

En detaljerad studie av två fjädermyggarter, utfört i södra Frankrike, fann inga negativa effekter av Bti vid rekommenderad dos [34]

Långtidsstudier av insektsfaunan i översvämningsområden med och utan Bti-baserad stickmyggbekämpning vid Nedre Dalälven har inte gett några indikationer på negativa ekologiska effekter varken på kort eller på lång sikt under 6 år [35–38]. Fjädermyggorna från dessa studier identifierades ända fram till art, vilket är unikt för en så stor studie. Även för denna mest känsliga gruppen av icke-målorganismer saknades responser som tyder på några betydande negativa effekter av bekämpningen [37,38].

En tidig studie som hittade betydande negativa effekter av tre år av bekämpning på fjädermyggor och många andra grupper av insekter publicerades av Hershey et al. [39] men en kompletterande studie under ytterligare två år i exakt samma studieområden och med samma forskare kunde inte styrka dessa slutsatser [40,41]. Det finns flera potentiella förklaringar för denna markanta skillnad och den troligaste är en felbedömning av den översvämmade ytan med en rejäl överdosering av Bti som följd under de första tre åren.

2.2 RISKBEDÖMNING FÖR ÖVRIG FAUNA

Bti påverkar inte övriga evertebrater och vertebrater, varken vid den dosering som används mot stickmygglarver eller vid mångfaldigt (10-20 ggr) ökad dos. Intag av sådana mängder Bti är inte skadligt för övriga familjer av ordningen Diptera (tvåvingar), ej heller för insekter av ordningarna Collembola (hoppstjärtar), Coleoptera (skalbaggar), Odonata (trollsländor), Trichoptera (nattsländor), Heteroptera (skinnbaggar) samt Ephemeroptera (dagsländor) [7]. Ingen påverkan av sådana mängder Bti har observerats hos mollusker (sniglar, snäckor och musslor), maskar, kräftdjur eller andra evertebrater [7,32,42–44]. Dykarskalbaggar har inte visat sig känsliga för Bti [7,39,41]. Inga direkta effekter har observerats hos fåglar, däggdjur eller fiskar. Det kan noteras att WHO har godkänt att Bti får användas som tillsats i dricksvatten för människor [45].

2.2.1 KRÄFTDJUR

En forskargrupp i Frankrike utförde experiment med hinnkräftan *Daphnia pulex* som exponerades för Bti i microcosm-miljö [43]. Författarna hittade ingen effekt av Bti på abundans av *Daphnia pulex*, men dock en ändring i populationens storleksstruktur. Liknande resultat med avsaknad av effekt fick man också för hinnkräftan *Daphnia magn*a när den testades i motsvarande experiment [44].

Spanska forskare samlade in små kräftdjur (hoppkräftorna *Tropocyclops prasinus* och *Acantocyclops americanus,* samt hinnkräftorna *Ceriodaphnia reticulata, Chydros sphaericus* och *Daphnia pulex*), placerade dem i kemiskt rent vatten och exponerade dem för höga till extremt höga koncentrationer av Bti [46]. Författarna observerade ökad mortalitet hos främst larvstadier av dessa kräftdjur vid exponering i kemiskt rent vatten för upp till 600 000 ITU/L (250 ggr den koncentration som används mot stickmyggor vid Nedre Dalälven). Vid den lägsta koncentrationen på 6000 ITU/L (2,5 ggr högre än vad som används i Sverige) så observerades inga negativa effekter. Organiska komponenter och partiklar i naturligt vatten binder en hel del Bti, därför visar experimentet att dessa kräftdjur inte skulle påverkas även om de utsattes för betydligt högre koncentrationer av Bti i en naturlig akvatisk miljö. Sammantaget verifierar detta experiment att den dosering som används vid bekämpning av översvämningsmyggornas larver vid Nedre Dalälven inte riskerar orsaka några negativa ekologiska effekter på små kräftdjur.

2.2.2 MIKROORGANISMER

Stickmygglarver äter stora mängder protozoer och bakterier och en reduktion av mängden stickmygglarver i temporära våtmarker genom Bti-bekämpning har visat sig ge en ökning av protozoerna [47]. Densiteten av protozoer ökade med faktor 4.5 och artrikedomen ökade med 60% i experimentområden där stickmygglarverna slogs ut med Bti jämfört med referensområden utan bekämpning.

I en långtidsstudie på 5 år i Camargue har man däremot inte hittat några effekter av Bti-bekämpningen på fytoplanktons densitet och diversitet [48]. Man kom fram till att ändringar i fytoplanktons sammansättningar mest styrdes av miljön och den ekologiska komplexiteten i temporära våtmarker.

2.2.3 GRODDJUR

Två studier från 2018 och 2019 har undersökt effekten av Bti på yngel av *Rana temporaria* (vanlig groda) men fått motsatta resultat. Allgeier et al. [49] såg inga signifikanta effekter av Bti-bekämpning på grodynglens överlevnad, utvecklingstid och kroppsstorlek. Författarna testade också tre enzymatiska biomarkörer, varav två vanligen används för utvärdering av effekten av pesticider på grodor, exempelvis för den sydamerikanska grodan *Leptodactylus latrans* [50]. Den tredje biomarkören används för att upptäcka neurotoxiska egenskaper. Allgeier et al. [49] hittade en signifikant ökning för alla tre biomarkörer. Detta tolkade författarna som en hälsofara för grodyngel i denna känsliga utvecklingsfas.

Studien av Schweizer et al. [51] visade däremot inte några signifikanta effekter av Bti-bekämpning på grodor enligt analys av flera biomarkörer för stress, neurotoxicitet och

metabolism. Här drar författarna slutsatsen att Bti varken påverkar grodynglens hälsotillstånd eller utveckling. Schweizer et al. [51] påpekar också att Allgeier et al. [49] genomförde sina experiment i högre temperatur än vad som tolereras av *Rana temporaria* vilket är direkt olämpligt i en studie av biokemisk stress-respons. Allgeier et al. behandlade även grodynglen med Bti vid tre tillfällen inom 41 dagar, vilket är en överdosering jämfört med bekämpningen kring Nedre Dalälven eller Forshaga, där det högsta antalet bekämpningar är fyra respektive tre under en hel säsong (maj – augusti).

En studie utförd i laboratorium av Gutierrez-Villagomez et al. [52] undersökte om yngel av skogsgrodor (*Lithobathes sylvaticus*) och amerikanska paddor (*Anaxyrus americanus*) påverkas av olika koncentrationer av Bti. Studien visade att varken överlevnad, längd, vikt, hepatosomatiskt index, gonotosomatisk index, studerade gener eller tarmvävnaden påverkas av Bti. Man fann däremot en viss påverkan på ynglens tid till metamorfos, men författarna beskriver att de dock inte finner någon dos-respons kurva och att kurvan går åt ett motsatt håll med den högsta dosen Bti. I slutet av experimentet är det inte heller någon skillnad i längd och vikt hos grodynglen. Studien visar även en viss skillnad i tarmfloran hos *A. americanus,* men författarna beskriver att laboratoriemiljön och dieten antagligen påverkar det naturliga mikrobiomet hos ynglen. De kommer till slutsatsen att det krävs mer forskning för att se hur ändringar i mikrobiom skulle kunna påverka den amerikanska paddan. Dessa två arter finns inte i Sverige.

2.2.4 FISKAR

Den aktiva ingrediensen i Bti är protoxiner i form av svårlösliga proteinkristaller och de måste sväljas och nå tarmsystemet för att påverka. Dessutom behövs ett högt Ph (basisk miljö) för att proteinkristallerna skall lösas upp, det frigjorda proteinet kunna klyvas av specifika enzymer och de fyra toxinerna därmed aktiveras. Dessa toxiner behöver fästa vid specifika receptorer på cellytor för att utöva sin toxiska effekt. Generellt saknas dessa receptorer helt på celler hos ryggradsdjur som exempelvis fiskar, fåglar, groddjur och däggdjur.

Betydelsen av Bti som patogen för fisk är väl studerad. Lee & Scott [53] testade Bti-känslighet hos Mummichog (*Fundulus heteroclitus*) och fann ingen mortalitet vid 100 ggr operativ dos, men däremot sågs 50% mortalitet vid 440 ggr operativ dos. Wipfli & Merritt [54] testade Bti-känslighet hos embryon upp till 82 mm långa individer av arterna Brook Trout (*Salvelinus frontinalis*), Brown Trout (*Salmo trutta*) och Steelhead Trout (*Onchorhynchus mykiss*) och det krävdes 12 000 ggr högre än operativ dos för att inducera ökad mortalitet. Brown et al. [55] såg ingen effekt av Bti på Crimson-Spotted Rainbowfish (*Melanotaenia duboulayi*) vid 10 ggr operativ dos. Gunasekaran et al. [56] observerade ingen ökad mortalitet hos Mosquito Fish (*Gambusia affinis*) som exponerats för 9 ggr operativ dos av Bti. Även detaljerade studier av Bti ’s sub-letala effekter på fisk har genomförts. Hurst et al. [57] observerade att Crimson-Spotted Rainbowfish inte visade några tecken på minskad simaktivitet efter exponering för 10 ggr operativ dos av Bti. Jackson et al. [58] genomförde en mycket omfattande och detaljerad BACI-designad studie av Bti påverkan på fisk och makroevertebrater i en stor älv i Pennsylvania, USA, under fem år (1989, 1990, 1995, 1996 och 1997). Bekämpningen med operativ dos hade ingen mätbar effekt på artkomposition eller abundans hos de 21 fiskarter som förekom i

studieområdet. Myggbekämpning med VectoBac G® med den dos vi använder har alltså ingen förväntad direkt eller indirekt effekt på fiskar.

2.2.5 DÄGGDJUR

Det har förts fram att bakterier av släktet *Bacillus* kan vara farliga för däggdjur, dels för att arten *Bacillus anthracis* är en högvirulent patogen, dels för att andra *Bacillus*-arter inklusive *Bacillus cereus* har isolerats från sår [59]. Dessa misstankar har motiverat omfattande tester av patogenicitet hos olika stammar av *Bacillus thuringiensis* (inklusive Bti) för däggdjur. Varken råttor eller volontärer som åt $2x10^{12}$ respektive $3x10^{9}$ bakterie-sporer per kg kroppsvikt under fem dygn visade några sjukdomstecken [60]. Under ”*maximum challenge*” experiment exponerades möss, råttor och kaniner för sex olika isolat av Bti via ett flertal rutter (oralt, intra-peritonealt, subkutant, intra-cerebralt, okulärt och via aerosol) [61]. Intraperitoneal injicering var den enda administrationen av Bti som orsakade signifikant dödlighet, men enbart vid hög koncentration och det konstaterades att Bti inte var betydelsefullt som patogen för däggdjur. Dessa forskare drar slutsatsen att Bti tryggt kan användas i miljöer där såväl människor som andra däggdjur exponeras [61]. Denna slutsats stöds av forskningsresultat från oberoende grupper i andra länder [62,63] samt referenser i Glare & O’Callaghan [64]. Det finns en diskussion om bakterien *Bacillus thuringiensis* (som förekommer i mer än 80 serotyper, varav Bti är en) kan vara en orsak till magsjuka hos människa [65,66] men det ännu inte klarlagt om så verkligen är fallet.

2.3 EKOLOGISK RISKBEDÖMNING

Generellt är varken akvatiska eller terrestra predatorer beroende av stickmyggor som föda, men stickmyggor ingår som en av många födokomponenter hos exempelvis fåglar, fladdermöss, spindlar, trollsländor, fiskar, salamandrar och grodor [3]. Tidsperioden när larver av översvämningsmyggor förekommer är mycket kort och oregelbunden och därför kan de inte bli särskilt viktiga byten för dykarskalbaggar och andra rovlevande vatteninsekter. Stickmyggor är dessutom inte särskilt betydelsefulla som föda för fåglar och fladdermöss, och andra myggor som produceras i de temporära våtmarkerna minskar inte som en följd av den aktuella bekämpningen. De översvämningsmyggor som är målet för bekämpningen kan ibland förekomma i samma miljöer som skogsmyggor och även dessa är hyperkänsliga för Bti. Dessa ekologiska grupper av stickmyggor har dock olika ekologi där skogsmyggans ägg kläcks redan vid någon enstaka plusgrad och sedan pågår larvstadiet upp till 3 månader, medan översvämningsmyggornas ägg kräver 8-10 °C i vattnet och larvstadiet pågår i 2-3 veckor. Detta betyder att när det är dags för bekämpning är skogsmyggorna i sena larvstadier där de inte är lika känsliga för Bti, medan översvämningsmyggorna är i tidiga larvstadier och mer känsliga för Bti. Det förekommer också år utan översvämningar på våren och sommaren och därmed ingen produktion av översvämningsmyggor av naturliga orsaker.

En systematic review av Land et al. [67] visar på konsekventa negativa effekter av Bti-användning på mängden fjädermyggor och kräftdjur och att det är oklart i vilken mån detta påverkar ekosystemen som helhet. Det är välkänt att Bti-användning kan påverka

mängden fjädermyggor främst i underfamiljen Chironominae (se också kap 2.1.1) vilket också är anledningen till att vårt egenkontrollprogram fokuserar på fjädermyggor. Effekten av Bti-användning på kräftdjur är mycket mer oklar. Författarna kunde se en signifikant negativ effekt av Bti-användning på mängden kräftdjur i en meta-analys baserat på 18 studier. Dock ansåg man att åtta av de inkluderade studierna hade för hög risk av partiskhet (bias). En meta-analys utan dessa åtta studier kunde inte påvisa någon signifikant effekt. Vi anser därför att det inte finns tillräckligt stöd för påståendet om en konsekvent negativ effekt av Bti-användning på mängden kräftdjur. Det finns också en svensk rapport ”Effekter av stickmyggbekämpning med Bti på akvatiska och terrestra ekosystem - En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys” (Formas 2023) där man också anger hur säkra man är på resultaten och slutsatser från metaanalyserna. Enbart en slutsats får gradering ”ganska säkra”, och det är att uppkomst och individrikedom av fjädermyggor kan påverkas negativt av stickmyggbekämpning med Bti. Andra slutsatser graderas som ”osäkra” och man konstaterar också att ”*en utvärdering av vilka miljömässiga och ekologiska faktorer som påverkar risken för negativa effekter på olika organismer vid Bti-behandlingar är avgörande för att det ska vara möjligt att identifiera vilka ekosystem som är mest sårbara, och när stickmyggbekämpning bör undvikas. Till dess att kunskapsbasen utvecklats tillräckligt för att tillåta sådana sårbarhetsanalyser föreslår vi att negativa effekter inte på förhand ska uteslutas, samtidigt som de behöver vägas mot fördelarna med myggbekämpning, till exempel människors välbefinnande.”*

2.3.1 Akvatiska näringsväv

Det förekommer inga predatorer specialiserade på översvämningsmyggornas larver som födoresurs. Detta beror på att dessa stickmygglarver lever i temporära vattensamlingar där predatorerna anländer efter att larverna kläckts, samt att larverna snabbt utvecklas till vuxna stickmyggor. Översvämningsmyggornas framgångsrika livsstrategi innebär att flertalet predatorer inte hinner nyttja denna potentiella resurs som larverna utgör innan de hinner lämna vattnet som vuxna stickmyggor. Dock tar dykarskalbaggar, ryggsimmare, trollsländelarver samt tofsmygglarver en del stickmygglarver och skräddare kan ta stickmyggornas puppor när de ligger stilla i vattenytan för att kläckas [68–70]. Dessa rovlevande insekter tar dock även många andra typer av byten och är inte direkt beroende av stickmyggornas larver. Främst dykarskalbaggar och ryggsimmare har potential att ta ett relativt stort antal stickmygglarver [71–75].

I ett vidare perspektiv kan man fundera på hur pass beroende dykarskalbaggarna är av översvämningsmyggornas larver. Dessa stickmygglarver förekommer bara under en kort tid i samband med översvämningar vilket gör det svårt för predatorer att anpassa sin livscykel till den oregelbundna förekomsten. Studier av dykaskalbaggar i bekämpade och obekämpade områden vid Nedre Dalälven under sex år visar att bekämpning av översvämningsmygg med VectoBac G® inte orsakade några signifikant negativa effekter på dykarskalbaggar [36]. Dykarskalbaggar kan snarare anpassa sig efter skogsmyggorna, som dykarna i artiklarna av Nilsson [76] och Nilsson & Svensson [77], vars larver hittas i början av våren i små skogspölar efter snösmältningen men också delvis i de våtmarker

som vi har som bekämpningsområden. Den största faran för dykarna med Bti-bekämpning skulle med det resonemanget vara om det inträffar en tidig översvämning i april-maj följt av en stor produktion av översvämningsmygg. Då kan det samtidigt finnas både översvämningsmygg och skogsmygg och därmed skulle de mygglarvsanpassade dykarskalbaggarna förlora en del av sin föda. Dock kan det antas att merparten av dessa dykarskalbaggar främst håller till i de habitat som är favoriserade av skogsmyggor och där utförs det inga bekämpningar.

I en studie av Gerstle et al. [78] undersökte man de trofiska effekterna av Bti på två top-predatorer, salamanderlarver och trollsländelarver. Studien genomfördes i så kallade floodplain pond mesocosms (FPM) och med utgångspunkt i minskade mängder av fjädermyggslarver genom Bti. Man såg ingen effekt av Bti-behandling på bytesfördelningen av salamanderlarver. Trollsländelarver däremot konsumerade en högre andel stora bytesdjur i Bti-behandlade FPMs än i kontroll-FPMs. Detta förklarades med intraguild predation och/eller kannibalism. Författarna drar slutsatsen att denna studie visar på potentiella ”bottom-up”-skiften i akvatiska näringsvävar inducerad av Bti. Det bör dock noteras att studien är utförd i en mesocosmos vilket inte är en naturlig miljö.

Även Röder et al. [79] använde dessa FPMs när de undersökte hur fjädermyggsamhällen svarar på stickmyggkontroll med Bti. Generellt såg man konsistenta svarsmönster av de olika fjädermyggsläktena på Bti-behandling, varken fylogenetisk tillhörighet eller larvernas födopreferenser påverkade mönstret. Samhällsstrukturanalyser visade på minimal effekt av Bti på samhällskomposition. Författarna lyfter fram att Bti-relaterade effekter på fördelningen av fjädermyggor med olika storlekar skulle kunna ha implikationer på predatorer som väljer byte efter storlek, men de skriver också att Bti-baserade effekter på fjädermyggssamhällen är komplexa dynamiska processer. Vi vill tillägga att det blir ännu mer komplext om man går från labb eller mesocosmos till den helt naturliga miljön.

Ännu en studie som använde samma FPM publicerades 2025 av Schöndorfer et al. [80]. Man undersökte om upprepade Bti-behandlingar över 4 säsonger skulle ge samma effekt på insektsuppkomst och dynamik över åren. Dock hittade man en signifikant effekt på insektsdynamiken och -samhällsstrukturen bara första året, inte de följande åren. Man observerade också högre insektsproduktion i Bti-behandlade dammar än i referensdammar under ett år vilket man försöker förklara med ändringar i insektssamhällen så att arter med större tolerans för Bti gynnas. Återigen är det värt att uppmärksamma att det handlar om anlagda och artificiell svämmade studieområden och inte naturliga våtmarksområden.

En studie av Kolbenschlag et al. [81] undersökte hur fjädermyggsarten *Chironomus riparius* anpassar sig till kronisk exponering av Bti över 6 månader i ett labb-experiment. Man såg en viss selektion för individer med fördelaktig energetik som troligen möjliggör effektiv utveckling samtidigt som de strider mot Bti. Författarna drar slutsatsen att dessa anpassningar teoretiskt skulle kunna resultera i en ”community-shift” genom att gynna Bti-toleranta arter och därmed skulle man se en indirekt effekt av Bti på högre trofiska nivåer eller även ekosystem. Vi anser att det är väldigt långsökt att dra sådana slutsatser från en enda studie som är utförd i ett labb och inte under naturliga förhållanden.

2.3.2 TERRESTRA NÄRINGSVÄVAR

De vuxna stickmyggorna ingår i dieten för ett antal insektsätande fåglar, däggdjur, groddjur, spindeldjur och rovlevande insekter men utgör bara en marginell del av födan [68,82–86]. Detta kan synas märkligt mot bakgrund av de mycket stora populationerna av stickmyggor, som vi människor upplever det, men kan förklaras av att det finns så många andra insekter som är lättare att fånga i relation till sitt näringsinnehåll. Stickmyggor flyger snabbt och är främst aktiva i skymningen eller dagtid i skuggiga miljöer, vilket gör dem svåra att observera och besvärliga att fånga i flykten. Under dagen gömmer de sig lågt i vegetationen eller andra mörka och fuktiga miljöer och flyger snabbt iväg vid störning. Vi noterar därför att vuxna stickmyggor främst riskerar att bli byten för spindlar [87] samt eventuellt de tättingar som under dygnets ljusa timmar söker efter smådjur i busk- och örtvegetation samt kring basen av stora träd. När det pratas om att fåglar eller fladdermöss äter stora mängder ”*mygg*”, syftar detta vanligtvis på fjädermyggor [84,88].

Författarna av en artikel om hussvalor, i byar nära våtmarker där stickmyggor bekämpas med Bti, skriver att häckningsframgången minskade signifikant på grund av bekämpningen [88]. De fann en signifikant skillnad i häckningsframgång som korrelerade med svalungarnas diet (fastställd genom okulär analys av fekalier), vilket inte betvivlas. Men korrelation visar inte vad som är orsak och verkan. Studien ger ingen information om abundansen av olika insekter i områdena med och utan bekämpning (vilket är grundläggande för att kunna uttala sig om födoval), ger ingen information om vilka taxa av insekter och vilka mängder som produceras från områden med och utan bekämpning (vilket är grundläggande om man vill dra slutsatser om bekämpningen orsakar nedgång av de insekter som svalorna äter) och klarlägger inte hur stor del av svalornas föda som verkligen kommer från de nämnda våtmarkerna (andra miljöer kan vara viktigare producenter av insekterna som svalorna äter).

Studien av Poulin et al. [88] använder sig enbart av ett referensområde och ett bekämpningsområde för att konstatera att det inte finns några skillnader i svalungars diet mellan de undersökta områdena innan Bti bekämpning (år 2006). Någon data för resterande områden (från 2006) som ingår i studien finns inte tillgänglig, därför är det svårt att utesluta skillnader i insektsabundansen i dessa områden före Bti-bekämpning. Dessa miljöer verkar även skilja sig nämnvärt från varandra, med de bekämpade områdena som ligger närmre havet och även nära till ’*saltbassänger*’, medan referensområden ligger lite längre in i landet med närhet till fler sötvattensmiljöer. Därför lämnas utrymme för flera andra tolkningar än de som gjorts av författarna. Poulin et al. [88] borde ha identifierat myggorna till familj om de önskade uttala sig om att familjen stickmyggor utgör någon betydande del av hussvalornas diet. I en senare publicerad artikel [89] medger författarinnan att stickmyggor inte är någon viktig del av svalornas föda och hänvisar till att reduktion av mängden fjädermyggor kan vara orsaken till den minskning som rapporterades av Poulin et al. [88]. Dock ser vi fortfarande ett antal frågetecken angående studierna från Poulins forskargrupp.

Det kan även nämnas att 2007, 2008 och 2009 utfördes 29, 46 respektive 41 bekämpningsomgångar med Bti per år i Camargue distriktet [88]. I Karlstad är bedömningen att det kan behövas upp till tre bekämpningar per år. I närliggande Forshaga kommun utfördes år 2020 och 2021 endast en bekämpning per år, 2022 utfördes ingen

bekämpning, 2023 samt 2024 behövdes två bekämpningar och 2025 utfördes återigen enbart en bekämpningsinsats.

Denna franska forskargrupp rapporterar även att artdiversiteten hos trollsländor reducerats kraftigt och signifikant där Bti användes i Camargue [90]. De undersökte även hur de för fåglar och trollsländor viktiga bytesdjuren fjädermyggor påverkas av Bti och drar slutsatsen att mängden fjädermyggor minskade kraftigt och signifikant i områden där Bti användes mot stickmyggor i Camargue. Deras forskning om indirekta ekologiska effekter av Bti-användning mot stickmyggor i Camargue indikerar att bekämpningen via kraftig reduktion av mängden fjädermyggor åsamkar såväl en kraftig minskning av diversiteten hos trollsländor som en kraftig minskning av reproduktionen hos hussvalor. Dock finns det också motsatta resultat från exempelvis många andra områden i Frankrike där man inte hittade en korrelation mellan användning av Bti och mängder eller diversitet hos fjädermyggor [33].

Poulin et al. [91] undersökte hur vattenlevande fåglar i Camargue påverkas av Bti-baserad stickmyggbekämpning och kom fram till att bekämpningen minskade mängden vattenlevande fåglar med 23%. Dock visar en noggrann granskning av artikeln att ändringar i vattennivåer och salthalt troligen har större förklaringsvärde än Bti-baserad bekämpning av stickmyggor.

Insektätande fladdermöss tar i huvudsak byten i relation till deras relativa förekomst i miljön, men även i relation till kroppsstorlek och näringsinnehåll [92]. Fladdermössen sänder ut ultraljud av olika frekvens, lågfrekventa ultraljud från större arter och mer högfrekventa från de små arterna. Detta påverkar vilka byten som kan upptäckas då det krävs högre frekvens för att kunna urskilja små insekter. En studie från Australien visar att enbart arter med en kroppsvikt på under 4,5 g tog några stickmyggor och att 55 % av individerna av en art som väger 4,0 g (*Vespadelus vulturnus*) hade ätit stickmyggor [92].

Forskargruppen i Australien har också studerat habitatval hos 4,0 g fladdermusarten *Vespadelus vulturnus* och fann att den under februari 2010 men inte i mars valde att jaga efter insekter i ”*saltmarsh*” [93]. Då stickmyggor, främst *Aedes vigilax*, var vanligare i just ”*saltmarsh*” under februari, så drogs slutsatsen att denna 4,0 g fladdermus aktivt väljer att jaga där det är gott om stickmyggor, samtidigt som man saknar en statistik analys för denna slutsats. Det är rimligt att fladdermöss söker sig till områden med hög insektabundans men det finns ingen indikation att någon art är beroende av stickmyggor som födoresurs. Arnold et al. [84] undersökte fladdermusarterna *Myotis daubentonii* och *Pipistrellus nathusii* i översvämningsvåtmarker i tyska Rhendalen. De tyska forskarna observerade för båda arter en säsongsmässig variation som visar på ett opportunistiskt födoval, samt att de föredrog insekter som svärmar. Stickmyggor kunde bara påvisas i fladdermössens föda i enstaka fall medan fjädermyggor och dagsländor stod för de största delarna i näringsanalysen.

Inventeringar av fladdermöss listar 11 arter i närområdet till Karlstad kommun (https://batlife-sweden.se/). Ingen av dessa fladdermöss är listade som hotade och nästan alla har en genomsnittlig kroppsvikt på över 4 gram. De minsta arterna är Dvärgpipistrell (*Pipistrellus pygmaeus*), Mustaschfladdermus (*Myotis mystacinus*) och Taigafladdermus (*Myotis brandtii*). De förstnämnda två arterna har ett genomsnittligt kroppsviktområde mellan 4–8 g och den senare är något tyngre och väger 4–9 g

(https://artfakta.se/). Samtliga tre benämns som livskraftiga enligt rödlista 2025. Bedömningen är att födobasen för fladdermöss i Karlstad kommun inte påverkas av stickmyggbekämpning med VectoBac G®.

2.3.3 EKOSYSTEM

I en studie av Statens lantbruksuniversitet (SLU) på uppdrag av Naturvårdsverket använde man metoden med påvisning av stabila isotoper för att utreda effekten av VectoBac G® på näringsvävar i områden med och utan stickmyggbekämpning [94,95]. Fokus var på maskar, kvalster, spindlar och insekter på låga trofinivåer dvs nedbrytare och de som lever av dessa. Resultaten visade även ökad förekomst av N^{15} hos hornkvalster och kärrspindel i områden med bekämpning vilket tolkades som ett resultat av den gödande effekten från Bti-dödade stickmygglarver. Något som inte tas upp i studien är att de bekämpade områdena i högre grad ligger närmre mänskliga boningar och därmed även jordbruksområden, vilket förmodligen kan medföra större mängd tillförda näringsämnen jämfört med referensområdena. Det är inte otänkbart att detta kan bidra till de observerade skillnaderna i trofiska nivåer. Vi lägger märke till att Naturvårdsverket (2015-11-02) i sin sammanfattande analys kommer fram till att de ”*i dagsläget inte kan dra några slutsatser om vilka konsekvenser detta kan få för ekosystemet på lång sikt och bedömer att det finns behov av att genomföra ytterligare studier avseende långtidseffekter i näringsväv*”. Vi håller med McKie et al. [94] och Naturvårdsverket att resultaten är svårtolkade avseende eventuell ekologisk betydelse av olika isotopflöden i ekosystem. McKie et al. [94] för fram att ”*Det är svårt att säga om dessa isotopförändringar i näringsväven i behandlade områden gör någon skada*” samt ”*Dessa ringa ekologiska effekter måste vägas mot alla de positiva effekter som behandling med VectoBac har för befolkningen och husdjur i området*”. Sammantaget skulle det behövas mer forskning över en lång tid för att utreda vilka eventuella ekosystemeffekter som verkligen kan härledas till VectoBac G®. En sådan omfattande forskningsinsats motiverad utifrån ringa ekologiska effekter måste ställas mot kostnader.

2.4 BTI-ACKUMULERING I ORGANISMER OCH MILJÖ

Den sporbildande bakterien Bti producerar kristallint pretoxin som är den aktiva beståndsdelen i bekämpningsmedlet VectoBac G®. Dessa svårlösliga proteinkristaller kan inte ackumuleras i levande organismer utan passerar genom tarmarna och kommer ut med avföringen. Att den aktiva substansen inte ackumuleras i levande organismer innebär att den därmed inte kan ackumuleras i näringskedjan. Kristallerna kan ackumuleras i mark eller sediment, då halveringstiden är fyra månader under optimala förhållanden, men vid exponering för direkt solljus på mark eller vegetation är halveringstiden för kristallerna 3,8 timmar (http://extoxnet.orst.edu/pips/bacillus.htm). Den relativt korta halveringstid i jord och sediment och den mycket korta halveringstiden vid exponering för solljus, innebär att det inte kan förekomma någon omfattande ackumulering av den aktiva substansen i miljön.

Vid bekämpning sprids inte bara dessa kristallina pretoxiner utan också en del troligen viabla sporer. Dessa sporer kräver extremt näringsrik miljö för att börja gro och har därför

svårt att etableras i våtmarksmiljön, men sporer som sväljs av en stickmygglarv kommer möjligen att kunna gro i den näring som frigörs från den döda larven. Det är känt att många bakterier kan kolonisera ytor på löv och även bakterier som normalt inte förekommer på löv kan fästa och växa till [96,97]. Men experimentella studier av kolonisationsförmåga hos *Bacillus thuringiensis*-stammar på lövytor visade att de aldrig uppnådde tillnärmelsevis så täta populationer som kända epifytiska bakterier [98]. Dessa och andra studier indikerar att det inte kan uteslutas att vitala sporer av kommersiellt Bti finns kvar en tid i miljön, men det finns inga indikationer på att detta orsakar några negativa effekter.

Bakterien Bti förekommer även naturligt i översvämningsvåtmarker vid Dalälven. Experimentell tillsats av levande bakterier av en märkt Bti-stam i Nordmyra nära Tärnsjö visade att naturligt förekommande stammar konkurrerade ut den introducerade stammen [6]. Temporärt utgjorde den märkta stammen upp till 5 % av den totala Bti-mängden i jordproverna, men den konkurrerades snart ut av naturligt förekommande Bti. Studien i Nordmyran visade att andelen av den introducerade Bti-stammen reducerades till under bakgrundsnivån av befintliga Bti-stammar inom sju veckor efter introduktion.

Studier av Bti persistens i miljön har varit tekniskt svåra att utföra då endast odling av bakterier gav helt tillförlitliga resultat. Utvecklingen av molekylära metoder fokuserades initialt på generna för det kristallina pretoxinet, som är plasmid DNA och inte ingår i bakteriens nukleära DNA [99]. Ytterligare en komplikation är att Bti ingår i *Bacillus cereus* gruppen av närstående och svårskiljbara bakteriestammar. Forskare vid SLU i Uppsala har därför utvecklat en molekylär metod för specifik påvisning av nukleärt DNA av Bti och metoden är utvärderad såväl mot samtliga kända stammar av Bti som mot ett mycket stort antal närbesläktade bakteriestammar [100]. Applicering av den nya säkra detektionsmetoden på miljöer med och utan Bti-bekämpning vid Nedre Dalälven visade en viss ackumulering av Bti under kort tid efter bekämpning, men utan påvisbar ackumulering mellan år och utan någon ökad förekomst av Bti efter 11 år av bekämpning [101]. Spridning av en vital stam av Bti medför därför inte någon betydande förändring av det mikrobiologiska samhället i våtmarkerna utan leder endast till en kortvarig och låggradig ökning av en bakterie som förekommer naturligt i detta område.

En ackumulering av Bti-pretoxiner över längre tidsperioder skulle teoretiskt kunna påverka främst stickmygglarver (som är extremt känsliga) men även larver av Chironomidae. Därför genomförde vi en biotest där vi tog sedimentprover från områden med och utan avsiktlig spridning av Bti för bekämpning sommaren 2005 och testade eventuellt ackumulerat Bti pretoxin mot unga larver av *Aedes sticticus.* Resultatet visade att det varken fanns någon kvarvarande toxisk effekt två år efter en enstaka bekämpning eller efter upprepade bekämpningar under flera år där den sista bekämpningen genomfördes endast ett par veckor före sedimentprovtagning.

Spridning av Bti för kontroll av stickmygglarver sker endast över grunda och vegetationsrika områden med stillastående vatten. Mångårig praktisk erfarenhet på plats i dessa specifika marker under olika faser av översvämning visar att varken vid stigande eller vid sjunkande vattennivåer förekommer någon vattenström eller annan sidledes vattenrörelse i dessa gräsmarker. För att kunna skölja ut VectoBac G® pellets från gräsmarkerna till djupare liggande områden skulle det behövas mycket kraftig

genomströmning. Enbart om större mängder VectoBac G® granulat når vatten med hög genomströmningshastighet kan det transporteras till nedströms liggande sedimentationsbottnar, detta ger då såklart också en utspädningseffekt. Risken är därför mycket liten för oavsiktlig vattenburen transport av detta medel eller dess beståndsdelar kristallina pretoxiner och eventuella sporer. För att påverka sedimentationsbottnarnas fauna av fjädermygglarver krävs dessutom en anrikning av VectoBac G® i storleksordningen hundratals kg/ha under relativt korta tidsperioder. Risken för påverkan på sedimentationsbottnarnas fauna bedöms därför som obefintlig.

Poulin et al. [102] undersökte om sporer av Bti kunde gro och återcirkulera i Bti-bekämpade områden i våtmarker i Camargue, Frankrike. De redovisar att mängden sporer var högre i bekämpade områden och även ökade 6 månader efter avslutad bekämpning. Deras slutsats är att detta beror på att Bti-sporer förökar sig i fjädermyggor när deras aktivitet drar i gång under nästföljande vår. Vår granskning visar dock på ett antal brister och svagheter i metoden. Exempelvis finns en ganska rejäl obalans mellan antalet prover från experimentområden (408 st) och referensområden (42 st). Denna obalans skapar en oförståelse för hur möjliga fluktuationer av Bti densiteten ser ut i referensområden under provtagningens tidsperiod, men det nämns inte i artikeln. Den bristfälliga identifieringen av Bti är ett annat exempel på metodologisk svaghet. I artikeln skrivs det att kolonier som var beigea med oregelbundna kanter och ett ”is-kristall”-utseende antogs vara *Bacillus thuringensis.* Morfologisk identifiering/verifiering om de var stammar av Bti utfördes endast på ett litet urval (10–15 per samling och år) av dessa kolonier. De fåtal kolonier som identifierats som Bti, i förhållande till provtagningens omfattning, gör det svårt att dra några övertygande slutsatser om vilken densitet av Bti det faktiskt förekommit i proverna. Man kan även ifrågasätta valet av metod att enbart identifiera morfologiskt, när det som tidigare nämnts [100] finns en tillförlitligare molekylär metod för identifiering av Bti.

Värt att nämna är att bekämpning i dessa områden i Frankrike sker upp till 50 gånger per år, jämfört med Nedre Dalälven eller Forshaga där bekämpning utförs som högst 3-4 gånger per år. Bedömningen för Karlstad är att bekämpning kan komma att behövas upp till 3 gånger per år.

2.5 GÖDNINGSEFFEKTER AV BEKÄMPNINGEN

Spridning av VectoBac G® i översvämningsvåtmarker medför ingen betydande närings-ämnesbelastning i relation till övrig naturlig och antropogen tillförsel.

Bekämpningsmedlet VectoBac G® består av torkat pulvriserat Bti, torra pellets av majskolvens vedartade kärna och majsolja. Den genomsnittliga mängden majskolvspellets (huvudbeståndsdelen i VectoBac G®) som sprids för bekämpning i svämmade områden är 15,5 kg/ha/år. McKie et al. [94,95] tar upp gödningsproblematiken med användningen av VectoBac G® och även frågan om ”*kvarvarande mygglarvslik*”. De konstaterar att 15 kg VectoBac G® per ha motsvarar 7,5 kg kol (C) och 0,075 kg kväve (N) per ha, vilket är av samma storleksordning som gällande arealkoefficienter för skogsmark och inte innebär övergödningsrisk. Vidare preciseras att kvarvarande mygglarvslik motsvarar att 0,32 g kol

och 0,07 g kväve per ha inte transporterats bort med flygande stickmyggor. Alltså kan eventuella kvarvarande mygglarvslik endast medföra en förvinnande låg näringsanrikning på 0,004% av tillfört kol och 0,093% av tillfört kväve.

Näringsläckage från mänskliga aktiviteter (jordbruk, djurhållning, enskilda och kommunala avloppsanläggningar) är ofta högre i sjöar och våtmarker nära samhällen än i mer perifera områden. Spridning av VectoBac G® utförs i översvämningsvåtmarker nära samhällen och det eventuella näringstillskottet från stickmyggbekämpning med VectoBac G®-pellets bedöms därför inte innebära någon betydelsefull eller ens urskiljbart ökad näringsbelastning.

De möjliga gödningseffekterna av komponenter i VectoBac G® har även utvärderats av SLU Miljöanalys [103] och de kom fram till 1) att den extra belastningen med organiskt material inte påverkar syrgasbalansen i behandlade våtmarker, 2) att halten totalkväve vid fullständig nedbrytning utan förluster är mindre än 10 % av den naturliga halten och inte förändrar klassning enligt Naturvårdsverkets bedömnings-grunder för sjöar och vattendrag, samt 3) att den totala tillförseln av fosfor är helt obetydlig jämfört med transporten i Dalälven. Bedömningen är därför att spridning av VectoBac G® inte innebär något betydande tillskott av gödande ämnen.

2.6 HÄCKANDE FÅGLAR OCH HELIKOPTERSTÖRNING

Mänskliga aktiviteter kan utgöra en störningsfaktor för häckande fåglar men fåglarna har också en viss förmåga att hantera stress. Det avstånd som kan tolereras är till viss del specifikt för fågelarten men beslut om att fly eller stanna är en dynamisk process som påverkas av en mängd faktorer inklusive sen eller tidig del av ruvningscykeln, ungarnas ålder eller om fågeln befinner sig i området av andra orsaker. En stressfaktors inverkan på populationsnivå snarare än individnivå är relevant för diskussion om påverkan.

Med utgångspunkt från speciellt skyddsvärda fåglar inom Natura 2000-områden har vi intervjuat kända ornitologer med gedigna kunskaper om den svenska fågelfaunan. Främst stora arter med öppna bon där ägg och ungar är beroende av föräldrafåglarnas omedelbara skydd riskerar att allvarligt störas av lågflygande helikopter (Staffan Ulfstrand och Jan Sundberg, Uppsala universitet och Martin Tjernberg, SLU). De känsliga arterna är havsörn, fiskgjuse, trana, sångsvan och storlom. Dessa arter ingår i bilaga 1 av EU´s artdirektiv och är även rödlistade i Sverige. Sedan några år tillbaka är även vitryggig hackspett med i diskussionen om risk för störning, men då handlar det främst om mer direkt mänsklig störning.

Fågelartens häckningsbiotop har avgörande betydelse vid bedömning av risken för störning av helikopter som sprider VectoBac G® då detta endast utförs i översvämningsvåtmarker. Det är exempelvis ovanligt att havsörn och fiskgjuse häckar nära de miljöer som producerar översvämningsmyggor och risken för störning är därför låg.

2.6.1 HAVSÖRN (HALIAEETUS ALBICILLA)

Havsörnen anses vara störningskänslig under den tidiga fasen av häckningen (äggläggning och början av ruvningen) som är under slutet av april och början av maj (Per Aspenberg, Rapport-kommittén för Hälsingland och Gästrikland).

Watson [104] föreslår att vid helikopterinventering av häckande vithövdad havsörn ger ett avstånd på 60 m mellan boet och helikoptern en minimal störning. Björn Helander, projektledare för Projekt Havsörn, anser att havsörnen inte är speciellt känslig för störning från lågt flygande helikopter. Inom Projekt Havsörn används helikopter regelbundet utan att orsaka negativa effekter vid inventeringar av svenska örnar under häckningstid. Helikoptern hovrar då relativt nära (20 – 50 m) havsörnsbon under den tid som krävs för att med handkikare bedöma antal ägg, antal ungar och deras ålder. Vid myggbekämpning 2008-05-12 överflögs ett aktivt bo av havsörn vid Fängsjön (Österfärnebo) av helikopter under bekämpningsuppdrag. Detta bo, som var nyligen etablerat och vars position inte var känd vid bekämpningsinsatsen, besöktes senare av ringmärkare som då ringmärkte en halvvuxen unge. Det kan därför konstateras att havsörnarna lyckats med häckningen och att den överflygande helikoptern inte orsakat någon allvarlig störning.

2.6.2 FISKGJUSE (PADION HALIAETUS)

Fiskgjusens känslighet för störning vid boplatsen varierar mellan mycket känslig och relativt okänslig. Störningskänslighet för båtar studerades i flera områden [105]. Det genomsnittliga avståndet mellan båt och vilande fiskgjuse när den tog till vingarna var 49,5 m till 57,9 m för olika typer av båtar. Mikael Hake, Grimsö forskningsstation, för fram att gjusen lätt lämnar boet även om störningen inträffar långt från boplatsen och det finns risk att gjusen lämnar boet redan då en helikopter befinner sig på 500 meters avstånd. Lars Gustavsson, ornitolog i Östervåla, för dock fram att vissa individuella gjusar kan vara mycket tåliga mot störning och klarar av häckning på en sten inom en ofta använd farled för båtar i Nedre Dalälven. Avverkning av skog kan vara en betydande störning för häckande fåglar men det finns motstridiga uppgifter om påverkan på häckande fiskgjusar. French & Koplin [106] visade att avverkning inom 500 m kan störa häckande fiskgjusar, men Melo [107] observerade att fiskgjuse lyckats med häckning när avverkning skett 35 m från boet. Björn Helander, projektledare för Projekt Havsörn, har erfarenhet av helikopterflygning nära aktiva bon av fiskgjuse och berättar att fiskgjusen påverkas väldigt lite av en helikopter relativt nära boet så länge helikoptern håller sig i luften. Men landar helikoptern nära boet så lyfter fiskgjusen och flyger iväg.

2.6.3 SÅNGSVAN (*CYGNUS CYGNUS*)

Sångsvanen är en art som ökat kraftigt och som expanderat sitt utbredningsområde från ensliga skogssjöar och tjärnar i norra Sverige till att innefatta hela landet [108]. Sångsvanen placerar boet i ett permanent vattenomflutet läge för skydd mot fyrfotade predatorer. Bekämpning av översvämningsmyggornas larver riktas mot översvämmade områden och det finns risk vid bekämpning under maj och början av juni att helikoptern rör sig i den zon där sångsvanen har sitt bo. Det finns därför en viss risk för störning under ruvningsperioden. Det behövs mer information för att kunna göra en saklig bedömning av om en sådan störning verkligen leder till mer allvarliga problem i form av misslyckad häckning eller annat. Dock utförs spridning av VectoBac G® enbart vid översvämning (inte ovanligt att vattenytan höjs 50 – 100 cm) vilket kan betyda att svanboet redan är ställt

under vatten. Det inträffar också att häckningen inleds under översvämning och när vattnet drar sig tillbaka strandar boet och mister den omgivande vattenyta som skyddar mot räv och andra fyrfota rovdjur. Dessa båda situationer har observerats i området och i båda fallen misslyckades häckningarna. Vid den myggbekämpning som utfördes 2006-05-11 vid och omkring Laggarboån (Österfärnebo, Nedre Dalälven, Gävleborgs län) så överflögs ett aktivt bo av sångsvan (Figur 10). Medan helikoptern som utförde bekämpningen körde i långa svep, fram och åter över området, på ca 40 m höjd, överflögs också sångsvanparet med den ruvande honan. Observationer och dokumentationer gjordes av ornitologer i en annan helikopter på ca 300 – 400 m avstånd. Honan som låg på boet verkade inte reagera på den överflygande helikoptern. Hanen som låg strax invid simmade långsamt omkring och verkade mest upptagen med att äta. Beteendena ändrade sig inte, som det gick att se, före, under, och efter att helikoptern passerat förbi.



FIGUR 10. HELIKOPTER FLYGER ÖVER ETT AKTIVT BO AV SÅNGSVAN UNDER EN BEKÄMPNINGSINSATS UNDER OBSERVATION AV ORNITOLOGEN DR HENRI ENGSTRÖM

2.6.4 TRANA (*GRUS GRUS*)

Tranan har ökat kraftigt i antal på senare tid i främst i södra och mellersta Sverige där den etablerat sig i så gott som alla lämpliga miljöer [108]. Huvuddelen av beståndet häckar i nordliga skogs- och myrområden. I södra Sverige häckar tranan i alla slags våtmarker inklusive öppna myrar, vid större slättsjöar, i öppna kärr samt i andra mindre våtmarker av de flesta slag [109,110]

Boet läggs alltid oåtkomligt, omgärdat av vatten, långt ut bland gungfly, på sumpiga stränder, i alsumpskogar, osv [109–111] . Boplaceringen reducerar risken för bopredation av marklevande däggdjur, men leder också till att kullar spolieras vid höga vattennivåer under vårfloden. Äggen läggs från slutet av april och vid förlust läggs nya ägg. Ungarna övernattar i boet under de första dygnen, men därefter rör sig hela familjen i regel för

långt borta från boet för att kunna övernatta där [109,110]. Fram till att ungarna är flygfärdiga vandrar familjen kilometervis omkring i skogarna och påträffas endast slumpmässigt.

Det finns varierande uppgifter om tranans reaktioner på överflygande helikopter. Helikopterpiloten Magnus Juntti har flugit både direkt över och vid sidan av tranflockar under inventeringsuppdrag och berättar att vid ett avstånd på 100 m satt alla kvar för det mesta, vid något tillfälle tog några individer fart längs marken. Flockar av tranor reagerade starkare vid direkt överflygning. Mot bakgrund av dessa uppgifter om tranornas relativa tolerans för flygande helikopter när de befinner sig i en flock, så är det möjligt att en ruvande trana väntar till dess att helikoptern är betydligt närmre innan den lämnar redet. Dr Henri Engström, som inventerar häckande storfåglar vid Nedre Dalälven, observerade att individuella tranor visade viss oro och sökte sig mot högre och skyddande vegetation när helikoptern hovrade på ca 150 m höjd [112]. Dessa uppgifter indikerar att tranor reagerar något olika på störning i olika situationer, men ger ingen indikation på att denna art skulle lämna redet under ruvning. Vid stickmyggbekämpning på Nordmyra (Tärnsjö) 2006-05-13 så överflögs ett aktivt bo av trana på liknande sätt som ovanstående beskrivning av sångsvansparet i Laggarbo. Tranan låg kvar på äggen dagen efter överflygningen och även nästföljande dag.

Tranan är den art som troligen, på grund av val av boplats, löper störst risk att överflygas av helikopter på bekämpningsuppdrag i översvämningsvåtmarker. Under den senare halvan av maj har tranor ofta påbörjat häckning. Dock finns då också en stor risk att redet översvämmas och att häckningsförsöket misslyckas på grund av att äggen kommer under vatten. Tranan kan lägga en ny kull när vattnet drar sig tillbaka och vid den tiden bör även bekämpningen av stickmyggor vara slutförd.

2.6.5 Storlom (*Gavia arctica*)

Storlommen väljer boplats nära vattenlinjen vid steniga stränder eller andra där vattnet är relativt djupt nära strandlinjen. Häckningsmiljön står i stark kontrast mot de mycket långsluttande öppna strandängar och lövsumpskogar där bekämpning kan bli aktuell. Risken för att störa häckande storlom avses därför som liten, närmast helt utan betydelse speciellt då bekämpning endast utförs under översvämning vilket är liktydigt med spolierad häckning för storlom. Dessutom har inga häckningar av storlom påträffats i eller nära bekämpningsområdena under något år (2005 till nutid) under de inventeringar som utförts av Dr. Henri Engström.

2.6.6 Vitryggig hackspett (Dendrocopus leucotos)

Den vitryggiga hackspetten är akut hotad i Sverige vilket beror på storskaliga biotopförändringar under flera decennier där landets skogsområden ändrats från blandskogar med hög andel lövträd till monokulturer av barrträd. Hotbilden mot vitryggig hackspett är därför främst det storskaliga skogsbruket med monokultur av barrträd. Eftersom arten nu är så extremt fåtalig så utgör även människor som letar sig fram till boplatser en allvarlig störning av de enstaka häckningar som förekommer i landet. Rent generellt uppfattar fåglar inte fordon (exempelvis helikopter) som ett hot. Det finns dessutom inga belägg för att lågt flygande helikopter har någon negativ effekt på häckningsframgång hos hackspettar. Kortvarig exponering av helikopter för svenska

vitryggiga hackspettar under häckningstid bedöms därför inte ge någon negativ effekt på häckningsframgång hos denna akut hotade hackspettart.

Vitryggig hackspett förekommer numera endast i ett fåtal områden och klassificeras som akut hotad i nationella röd-listan 2010 [113]. Arten är den mest specialiserade av de europeiska hackspettarna, äter främst insekter som lever i bark och ved och söker efter dessa på döda eller döende lövträd [114]. Vid Nedre Dalälven är födosöken till 96% på lövträd och främst björk men även asp, sälj, ek, gråal och klibbal. Den vitryggiga hackspetten föredrar skogstyper med höga andelar lövträd och behöver en betydande mängd död lövved [114,115].

Artens extrema specialisering på vedlevande insekter, främst larver av skalbaggfamiljen Cerambyciidae (långhorningar), innebär att den vitryggiga hackspetten är helt beroende av tillräckligt stora skogsområden av blandskog med hög andel lövträd [116,117]. Den mycket kraftiga nedgången av vitryggiga hackspetten i Sverige under senare hälften av 1900-talet är kopplat till den snabba utvecklingen av storskaligt trakthyggesbruk med barr-monokultur under samma tidsperiod [117]. Under perioden 1970 - 1982 uppskattades populationen till ca 100 par för att till 1984 vara nere på ca 50 par [114]. Fram till 2011 hade den häckande populationen i Sverige minskat till tre par [117]. Den primära orsaken till den vitryggiga hackspettens kraftiga tillbakagång är det senaste århundradets storskaliga förändringar av skogslandskapet [114,115,118,119]. Det är därför utom tvivel att storskaliga biotopförändringar mot ökad dominans av barrträd är det i särklass största hotet mot den vitryggiga hackspettens fortlevnad i Sverige. Övrigt identifierat hot är mänsklig störning och det förtydligas av Mild & Stighäll [116] med ”*Det är av yttersta vikt att minimera mänskliga störningar vid de fåtaliga parens häckningsplatser. Alla inblandade aktörer måste därför iaktta största möjliga sekretess, och minimera spridningen av information om häckningsrevir, boplatser m.m.*” Även Sjöberg et al. [120] skriver ”*Mänskliga störningar i häckningsreviren, exempelvis av fotografer och fågelintresserade, kan lokalt utgöra ett problem*”, vilket väl exemplifierar vad som bedöms vara betydande hot mot de enstaka häckningarna av denna art i Sverige.

Den vitryggiga hackspetten häckar tidigt under våren och hanen hävdar revir genom att trumma på trädstammar under slutet av februari till början av april. Vanligen mejslar den vitryggiga hackspetten ut ett nytt bohål varje år och i Sverige används främst döda, döende eller försvagade aspar, björkar och alar som boträd [114]. Bobyggandet initieras i mars eller april och ungarna lämnar vanligen boet i slutet av maj eller i början av juni [116]. Liksom för andra fågelarter som häckar i trädhålor, så är risken för predation på ägg och ungar lägre hos hackspettar jämfört med fågelarter som häckar i öppna bon [121,122].

Det är väl känt att fåglar reagerar mer och på längre avstånd på människor till fots än på människor i fordon vilket också inkluderar helikopter. Eftersom fokus är på en art av hackspett så är det intressant med resultaten från en långtidsstudie av beteende och häckningsframgång hos Red-cockaded woodpecker (*Picoides borealis*) i östra USA [123]. Hackspettarna i experimentområden (militära övningsområden) exponerades för mycket kraftiga störningar som inkluderade skjutningar med kulsprutor, artilleri och missiler, samt passage av militärhelikopter och andra militärfordon, medan hackspettarna i referensområdena inte exponerades för sådana störningar. Resultaten visade att de båda grupperna producerade närmast identiskt antal ägg/bo, antal framkläckta ungar/bo och antal flygga ungar/bo i militära övningsområden och referensområden. Störning av

militärhelikopter studerades i detalj och Red-cockaded woodpecker visade inga skrämselreaktioner under totalt 83 observationer. Dessa hackspettar lämnade inte boet under häckningen ens när militärhelikoptern var så nära som 30 m från boplatsen. Den amerikanska militärhelikoptern är betydligt större och mycket mer bullriga än den helikopter som används för spridning av VectoBac G® vid Klarälven. Enligt ovanstående så bedöms risken som obefintlig för att den helikopter som sprider VectoBac G® skall orsaka någon störning av häckande vitryggiga hackspettar i aktuella områden.

En uppdatering om eventuella aktiva häckningar av vitryggig hackspett behöver ske via kommunikation med länsstyrelsen innan en bekämpning.

2.7 HELIKOPTERSTÖRNING OCH ALLMÄNHETEN

Det är redan nämnt att Bti inte är skadligt för människor och godkänt av WHO som tillsats i dricksvatten [45]. Eventuell upplevd störning för en besökare i naturen skulle kunna vara helikopterljudet, samt kanske en osäkerhet ifall man skulle stå ute i översvämningen och får VectoBac G® över sig och man inte vet vad det är. Dock sker bekämpningen snabbt, 1 ha/minut, så helikopterljudet lär avlägsna sig snabbt. Personer som står ute i översvämningen just när VectoBac G ® sprids får antas vara väldigt få.

Den enda störning som behöver hanteras gäller hästar och för detta har vi ett system att informera hästägare i närheten innan en bekämpningsinsats.

Vi bedömer att risken för störning är låg och att eventuell störning snabbt försvinner. Från befolkningen kring Nedre Dalälven har vi till exempel fått höra att många uppfattar ljudet och åsynen av helikoptern som något mycket positivt. Det är ett tecken på att den efterlängtade bekämpningen genomförs och att det därför blir en bra sommar.

2.8 KUMULATIVA MILJÖEFFEKTER

Spridning av det biologiska bekämpningsmedlet VectoBac G® med helikopter som enbart flyger över markområden när de är översvämmade och producerar stickmygglarver innebär en mycket låg grad av miljöbelastning. När denna mycket låga grad av miljöbelastning läggs till redan existerande och mycket mer omfattande belastningar blir den kumulativa miljöeffekten troligen ej urskiljbar mot detta bakgrundsbrus.

Aktuella områden i Karlstad kommun är påverkade av mänskliga aktiviteter som vattenkraft, dikning, skogsbruk, jordbruk och såväl enskilda som kommunala avlopp. Många av de aktuella ramområdena är starkt präglade och beroende av den näringstillförseln som Klarälven medför vid översvämning. Mot detta bakgrundsbrus är den extra näring som kommer från VectoBac G® försumbar jämfört med nollalternativet. Dessutom är den årliga fluktuationen i tillskott av näring till aktuella områden från Klarälven och från exempelvis jordbruk troligtvis mycket större än det tillskott av näring som tillkommer vid en bekämpning.

Störningar på djurlivet kommer från motorbåtar, fiskare, jägare, kanoter, fågelskådare och så vidare. Men även exempelvis skogs- och jordbruksmaskiner kan störa djurlivet. Den

korta tiden som helikoptern är aktiv i ett område ökar troligtvis inte den totala störningen på djurlivet.

2.9 UPPGIFTER SOM KRÄVS FÖR ATT PÅVISA EVENTUELL PÅVERKAN

De möjliga effekterna av att översvämningsmyggor bekämpas med VectoBac G® som sprids från helikopter är mycket små vilket medför problem att påvisa och kvantifiera eventuell påverkan.

Vid Nedre Dalälven bedrivs sedan många år tillbaka ett väldesignat egenkontrollprogram för icke-målorganismer som också är godkänt av samtliga operativa tillsynsmyndigheter och som kan påvisa små potentiella effekter (se kap 3.2). Eftersom vi på eget bevåg identifierat fjädermyggor vidare till underfamilj kan vi upptäcka eventuella effekter på den känsliga underfamiljen Chironominae. Då resultaten av tidigare inventeringar som gjorts i Forshaga kommun visar på mycket stora likheter mellan insektsfaunorna i Dalälvens och Klarälvens översvämningsområden bedöms det egenkontrollprogram som bedrivs vid Nedre Dalälven vara representativt även för Klarälven (se kap 3.2.2). Varje år inventeras också hela det aktuella ramområdet vid såväl Nedre Dalälven som i Forshaga för aktiva häckningar av fem arter av storfåglar. Denna inventering kan även komma att inkludera de tänkta ramområdena i Karlstad kommun.

2.10 KOMPENSATORISKA ÅTGÄRDER

Sammantaget bedöms ingen betydande miljöpåverkan kunna orsakas vid spridningen av VectoBac G® från helikopter för stickmyggsbekämpning i kortvarigt översvämmade områden inom Karlstad kommun. Våra undersökningar och utvärderingar av de eventuella miljöeffekterna av helikopterbaserad spridning av VectoBac G® mot översvämningsmyggor visar att bekämpningen inte hotar några av de naturvärden eller övriga organismer som finns i de tänkta ramområdena. Det är därför inte möjligt att identifiera några miljöeffekter att kompensera för.

3 ÅTGÄRDER FÖR ATT FÖREBYGGA OCH FÖLJA UPP EVENTUELL PÅVERKAN

3.1 FÖREBYGGANDE ÅTGÄRDER

De förebyggande åtgärderna är att säkerställa lämplig dosering och hög geografisk precision vid spridning av VectoBac G®, samt att känna till och i görligaste mån undvika att störa häckande par av de fem arterna storfåglar.

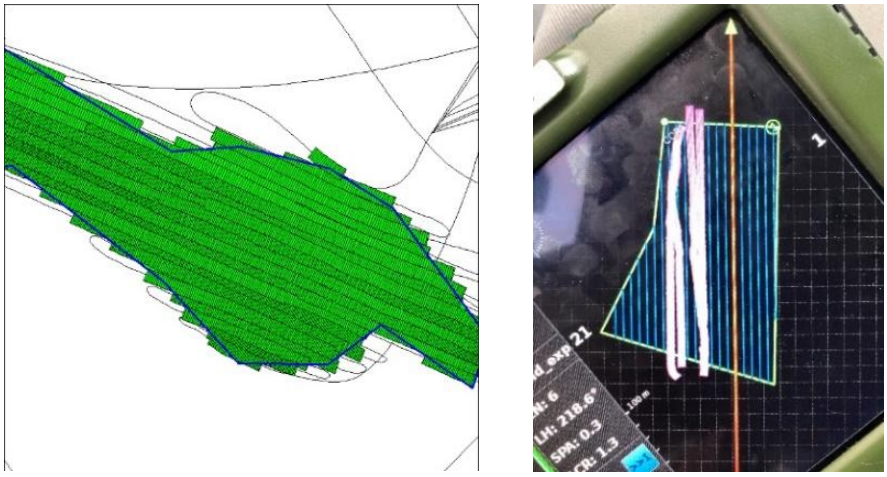
För att undvika eventuella skadliga biverkningar av Bti på fjädermygglarver så använder vi så låg dosering som möjligt med bibehållen effekt på stickmygglarver och arbetar med mycket hög precision vid spridning. Den spridarutrustning som skall användas kalibreras

noga med avseende på flöde och spridningsprofil. Vi har utprovat lämplig dosering för tillfredsställande reduktion av antalet *Aedes sticticus*-larver under de förhållanden som råder i svenska översvämningsvåtmarker. Det kan noteras att produktion av stickmyggor och fjädermyggor förekommer i delvis olika vattenmiljöer; stickmyggor produceras i grunda temporära våtmarker och fjädermyggor produceras främst i djupare permanenta vatten [124,125]. Genom användning av en högupplösande digital höjdmodell som underlag kan vi fokusera bekämpningen till grunda översvämmade områden (där larver av översvämningsmyggor förekommer) och undvika spridning över djupare permanent vatten (där fjädermygglarver lever i bottensedimentet). Även om enstaka korn av VectoBac G® råkar spridas i djupare vattenområden så kan inte en extremt låg dos av Bti orsaka någon mortalitet hos fjädermygglarver i dessa områden.

Det anlitade helikopterföretaget har ett uppdaterat navigations- och återrapporteringssystem som garanterar bästa möjliga täckningen av en yta (Figur 11). Piloten har också möjlighet att själv se spridningens täckning under flygning och kan lätt fylla i eventuella luckor utan tidsförlust.

Enligt tidigare beslut rörande stickmyggbekämpning vid Klarälven i Karlstad kommun så krävs förebyggande skyddsavstånd till aktiva häckningar av havsörn (300 m skyddsavstånd) och av fiskgjuse (200 m skyddsavstånd). Skyddsavstånd på 300 meter gäller också till häckningar av vitryggig hackspett, vilket säkerställs genom kontakt med länsstyrelsen i Värmlands län som har information om eventuella häckningarnas geografiska lokalisation. Den fågelinventering som utfördes 2026 påvisade ingen förekomst av häckande storfåglar eller vitryggig hackspett i de aktuella områdena kring Karlstad.

Vi vill dock poängtera att de föreslagna skyddsavstånden inte har någon tydlig vetenskaplig förankring, då alla observationer tyder på att helikopter inte medför någon betydande störning under häckning även om den flyger mycket nära eller direkt över aktiva bon (se också kap 2.6).



FIGUR 11. EXEMPEL PÅ YTA MED FLUGNA FLYGRUTTER I SYSTEMET AGNAV OCH SKÄRMEN I HELIKOPTERN, BILDERNA ÄR INTE FRÅN EN BEKÄMPNING MEN FRÅN EN TEST AV SYSTEMET MED EN PÅHITTAD YTA.

3.2 UPPFÖLJNING

De eventuella förväntade effekterna av Bti-baserad stickmyggbekämpning är små och därmed såväl svåra som kostsamma att upptäcka och påvisa. Det ursprungliga generella uppföljningsprogrammet vid Färnebofjärden i Nedre Dalälven initierades 2002 men övergick 2012 till ett kraftigt utvidgat och mer fokuserat egenkontrollprogram designat för att kunna upptäcka eventuella små effekter av bekämpningen på icke-målorganismer. Egenkontrollen i Nedre Dalälven omfattar nu 12 studieområden (6 områden med bekämpning med VectoBac G® och 6 områden utan bekämpning) med 10 kläckfällor per område (Figur 12). De totalt 120 kläckfällorna töms en gång per vecka mellan vecka 19 och 37 varje år. Alla de insamlade insekterna från veckofångsten i 10 fällor från ett område bildar ett samlingsprov och en fjärdedel av insekterna från provet tas ut för morfologisk identifiering i laboratorium. Under detta arbete identifieras insekterna till taxonomisk ordning och för ordningen Diptera, som innehåller både myggor och flugor, identifieras de vidare till underordning. Diptera av underordningen Nematocera (myggor) identifieras vidare till familj eftersom familjen fjädermyggor är relativt nära stickmyggorna i känslighet för Bti och därför är de mest informativa icke-målinsekterna att studera i ett egenkontrollprogram (se 2.1.1). Inom familjen Chironomidae går vi även vidare till underfamilj eftersom det är stora skillnader i såväl biologi som Bti-känslighet mellan underfamiljer (se 3.2.1).



FIGUR 12. KLÄCKFÄLLOR I ETT EGENKONTROLLOMRÅDE VID EN ÖVERSVÄMNING. FOTO JAN O. LUNDSTRÖM

Vid Klarälven är det varken möjligt eller ekonomiskt försvarbart att genomföra ett lika omfattande och kostsamt egenkontrollprogram. Dels för att ramområdena (Forshaga kommun 804 ha, Karlstad kommun 308 ha) är betydligt mindre än vid Nedre Dalälven (14 209 ha) vilket gör det omöjligt att hitta tillräckligt många studieområden som har identisk

hydrologi, dels för att kostnaden blir oproportionerligt hög för två kommuner, jämfört med sju kommuner vid Nedre Dalälven. I Forshaga genomfördes en treårig inventering (2020-2022) med kläckfällor i två studieområden för att få information om sammansättningen av insektsfaunan i översvämmade marker vid Klarälven. Såväl insamling som identifiering av insekter utfördes med samma metoder som vid Dalälven och därmed fick vi även information om förekomsten av underfamiljer inom fjädermyggor. Sammansättningen av insektsfaunan kunde sedan jämföras mellan Dalälven och Klarälven (se kap 3.2.2).

3.2.1 Resultat av Egenkontrollen Dalälven 2012-2017

Resultaten för de första sex åren (2012–2017) av den utvidgade och uppdaterade egenkontrollen vid Nedre Dalälven visar ingen signifikant skillnad mellan bekämpade områden och obekämpade referensområden för antal insekter totalt, antal Nematocera (myggor) och antal fjädermyggor. Mängden insekter som föda för fåglar, fladdermöss, spindlar och andra insektsätare är uppenbarligen opåverkat i de bekämpade områdena. Resultaten från åren 2018 till 2022 håller på att analyseras men trenden ser ut att bestå.

Det nya förbättrade egenkontrollprogrammet påvisade ingen skillnad för hela familjen fjädermyggor som vid Nedre Dalälven till 89,9% består av arter inom underfamiljen Orthocladiinae vars larver utvecklas i fuktig jord. Underfamiljerna Chironominae och Tanypodinae, båda med akvatiska larver, utgjorde 3,9% respektive 6,3% av fjädermyggorna i Nedre Dalälven. Larver av Chironominae lever främst av detritus medan larver av Tanypodinae är predatorer som bland annat äter Chironominae larver. För Chironominae observerades en svagt signifikant (p=0,040) skillnad mellan bekämpnings- och referensområden. Fördjupade analyser visade att variationen i mängden Chironominae till 27% kan förklaras av kvävehalten i vatten, till 15% av Bti-baserad stickmyggbekämpning och till 15 % av interaktionen mellan Chironominae och de rovlevande Tanypodinae. Med relationen till Tanypodinae inkluderad i analysen reducerades effekten av Bti-bekämpning till icke-signifikant (p=0.052). Resultaten visar betydelsen av att identifiera och inkludera alla viktiga populationspåverkande faktorer vid utvärdering av effekter på organismer i temporärt svämmade områden. Våra resultat visar dessutom hur viktigt det är med studier över många år och i naturliga våtmarker. Många publicerade studier är genomförda i semi-naturliga eller helt artificiella områden och sträcker sig enbart över 1–2 år.

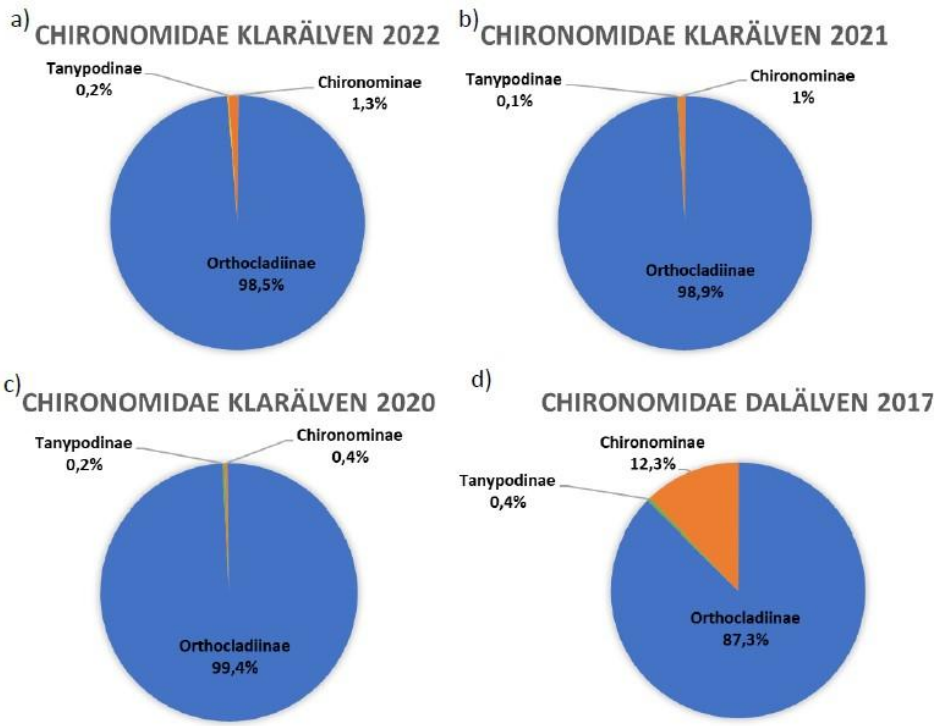
3.2.2 Egenkontrollen i Forshaga

Egenkontrollen i Forshaga 2020, 2021 och 2022 syftade till att inventera insektsfaunan i översvämningsområden vid Klarälven för att kunna jämföra med resultaten från den egenkontroll som utförs i översvämningsområden vid Dalälven. Fokus är på fjädermyggor och specifik den Bti-känsliga underfamiljen Chironominae och om dessa förekommer i liknande proportioner som vid Dalälven. I två studieområden, Edeby och Ådran, har vi samlat insekter med 10 kläckfällor i varje område under tre år. Området runt kläckfällorna har undantagits från bekämpning.

Resultatet av inventeringarna 2020, 2021 och 2022 visade på matchande fördelning av ordningar insekter, familjer inom myggor och även underfamiljer fjädermyggor i områdena vid Klarälven jämfört med Dalälven. Underfamiljen Chironominae utgjorde enbart 0,4% av alla fjädermyggorna under 2020, 1% av fjädermyggorna under 2021 och

1,3 % av fjädermyggorna under 2022, vilket är ännu lägre än i insamlingen vid Dalälven under 2017, ett år med liknande hydrologiska förhållanden, där Chironominae utgjorde 5% av fjädermyggorna (Figur 13).

Mot denna bakgrund avslutades inventeringen i Forshaga med en sista insamling säsongen 2022. Vi anser att egenkontrollen vid Nedre Dalälven fyller en viktig funktion och att resultaten därifrån kan användas för riskbedömning av bekämpningens effekter även i temporärt översvämmade områden vid Klarälven i Forshaga och Karlstad. Den omfattande egenkontrollen för Nedre Dalälven genomförs i Färnebofjärden, inom tre kommuner, men bedöms som representativt för samtliga sju kommuner vid Nedre Dalälven. Resultaten från inventeringen i Forshaga visar på mycket stora likheter mellan insektsfaunorna i Dalälvens och Klarälvens översvämningsområden. Den information som genererats inom den avancerade egenkontrollen vid Färnebofjärden är därför relevant även för att följa och bedöma miljörisker med bekämpning i Forshagas och Karlstads översvämningsområden.



FIGUR 13. FÖRDELNING AV FJÄDERMYGGORNAS UNDERFAMILJER I INSAMLINGEN VID KLARÄLVEN 2020, 2021 OCH 2022 JÄMFÖRT MED INSAMLINGEN VID DALÄLVEN 2017.

4 ALTERNATIVA BEKÄMPNINGSÅTGÄRDER INKLUSIVE NOLLALTERNATIVET

4.1 BEKÄMPNING GENOM MILJÖFÖRÄNDRING

De flesta exemplen på lyckad bekämpning genom miljöförändring finns för stickmyggarter inom släkten *Culex* och *Anopheles* som lägger sina ägg på vattenytan [126]. För översvämningsmygg av släktet *Aedes*, som lägger sina ägg på marken, diskuteras två metoder för bekämpning genom miljöförändring; ändring av hydrologi och ändring av marktopologi.

4.1.1 BEKÄMPNING GENOM ÄNDRAD HYDROLOGI

En dramatisk och effektiv metod för bekämpning av översvämningsmyggor är att ta bort vattenfluktuationer under april till och med augusti. I den mindre skalan kan detta göras genom utdikning, invallning och anläggning av permanenta vatten. Men för att ta bort vattenfluktuationerna i en större älv kan det krävas såväl anläggning av nya regleringsdammar, som förtappning och ändring av befintliga vattendomar.

Sådana ändringar av hydrologin utgör dock ett betydande ingrepp i våtmarkernas ekologiska integritet [127]. Ändras våtmarkernas hydrologi så påverkas därmed livsbetingelserna för alla våtmarksinsekter, örter, gräs, vedartade växter, mossor, lavar, svampar, groddjur, maskar, mollusker, kräftdjur, protozoer, bakterier, etc. Mest påtagligt vid minskande översvämningar under växtsäsongen är att de örtrika älvängarna försvinner och ersätts av buskar och granar. En genomgående mer allomfattande reglering av Klarälven, som tar bort översvämningar under maj till augusti, kan därmed inte anses som en ekologiskt försvarbar metod för att minska stickmyggproblemet. Naturvärden i samtliga berörda områden skapas och upprätthålls av älvens varierande hydrologi. Åtgärder såsom dikning eller invallning som skydd mot översvämningar får därmed en betydligt större miljöpåverkan än bekämpning med VectoBac G®.

4.1.2 BEKÄMPNING GENOM ÄNDRAD MARKTOPOGRAFI

Detta kan huvudsakligen utföras genom markberedning, buskröjning och slåtter när det handlar om översvämningsmyggor. Bekämpning av stickmyggor genom ändring av marktopografi har främst provats i speciella miljöer som konstgjorda dammar, risfält och vissa brackvattenvåtmarker [128–130]. Men man bör vara försiktig med att dra slutsatser om möjligheter att bekämpa översvämningsmyggor, exempelvis *Aedes sticticus*, med metoder som utvecklats för bekämpning av exempelvis *Culex*-arter [131] eller *Anopheles*-arter [132].

I Forshaga kommun har man under åren 2013 - 2016 provat alternativa metoder som bete och slyröjning. I början beskrevs dessa åtgärder som mycket framgångsrika för att minska på stickmyggmängderna. Den drabbade befolkningen delade dock inte denna uppfattning. Problemen med översvämningsmyggor kvarstod och befolkningen var missnöjd och kände sig sviken av sin kommun. Under 2017 insåg Forshaga kommun att det inte fanns fakta som kunde styrka att dessa åtgärder på något sätt bidrog till att minska stickmyggproblemen i de drabbade områdena. I Forshaga kommun utför man

fortfarande slåtter och bete men betraktar nu detta enbart som naturvårdande insatser. Åtgärderna utförs således inte längre som ett led i bekämpningen av översvämningsmyggor. I de aktuella ramområdena i Forshaga kommun ingår några betesmarker, men bete kan inte anses som en fungerande lösning av problemen med översvämningsmyggor. Inte heller slyröjning och slåtter ger tillräckligt kraftfull reduktion av stickmyggproduktionen i de aktuella ramområdena.

Under somrarna 2012 och 2013 finansierade länsstyrelsen två jämförande studier av mängden mygglarver i översvämningsområden med och utan skötselåtgärder. Studien, som utfördes av Uppsala universitet, visade på signifikanta skillnader i mängden larver av översvämningsmyggor mellan områden med slåtter/bete och opåverkade områden [133]. Men minskningen var bara 71 % (standardavvikelse 28 %) vid översvämning under maj och endast 35 % (standardavvikelse 79 %) vid översvämning i juli och dessutom med mycket stor variation mellan områden. Reduktion av mängden larver med 35 - 71% är inte tillräckligt för att märkbart minska problemen med översvämningsmyggor för människor och djur i närmiljön. Enligt våra beräkningar krävs en reduktion på 98 % av översvämningsmyggornas larver inom minst 95 % av alla produktiva översvämningsområden inom 5 km från de områden som skall skyddas mot *Aedes sticticus* och andra långtflygande arter av översvämningsmyggor [134]. Östman [135] jämförde även mängden stickmyggägg i jordprover i ett område med regelbunden slåtter sedan 2003 och ett område utan slåtter på Nordmyran nära Tärnsjö. I studien förekom ingen skillnad i äggbankens storlek mellan områden som haft slåtter i 10 år och områden utan slåtteråtgärd.

Under 2018 kom en rapport av SVA om ”*Kan vegetationen ha inverkan på översvämningsmyggor vid Nedre Dalälven?*” [136]. Författarna hävdar att ”*Våra resultat stödjer tidigare resultat att hävd också kan minska myggförekomst i viss mån. Våra data tyder dessutom på att hävden bör vara kontinuerlig och långsiktig för att ha bäst effekt mot myggor*”. Deras data ger dock inget stöd för den slutsatsen. Rapporten innehåller synnerligen fåtaliga data om stickmyggor och ännu färre om översvämningsmyggor. Endast 11 larver av *Aedes sticticus* förekom bland de totalt 286 stickmygglarver som kläcktes fram från 274 provpunkter i 11 studieområden. I detta material finns ingen som helst indikation på att slåtter kan ha reducerande effekt på översvämningsmyggor eller bete på mängden larver av översvämningsmyggor. För *Aedes sticticus* noterades totalt en larv från fyra områden utan hävd, ingen larv från tre områden med slåtter men 10 larver från fyra områden med bete. Vi konstaterar att SVA-analyserna bygger på anmärkningsvärt få larver av såväl *Aedes sticticus* som andra översvämningsmyggor och detta metodologiska problem innebär att studien varken tillför några nya insikter eller några statistiskt signifikanta kunskaper. Rapporten från SVA innehåller därmed inget faktabaserat stöd för att använda bete eller slåtter som en långsiktig lösning på stickmyggproblem orsakade av *Aedes sticticus* eller andra översvämningsmyggor.

Under 2020 uppdrog Naturvårdsverket återigen åt SVA att undersöka om skötselåtgärder kunde användas för att reducera mängden översvämningsmyggor [137]. Denna gång fokuserades på hur många larver av stickmyggor som kunde kläckas fram ur övervintrade ägg och provtagningen fördelades inom områden med och utan slåtter och bete. Dessutom undersöktes om äggen förekom mer frekvent i områden som växer igen med Salix-buskar, i områden med tuvbildande gräs/halvgräs och vid objekt som stenar, stockar

och trädrötter som avvek från den jämna marken. Författarna kom fram till att ägg av den långtflygande översvämningsmyggan *Aedes sticticus* finns nästan enbart i områden som växt igen med videbuskar medan *Aedes cinereus* (som inte flyger så långt och därmed inte orsakar lika stora problem) lägger sina ägg i grästuvor. Författarnas slutsats är att öppna områden med få strukturer missgynnar äggläggande honor men man rekommenderar inte att undanta alla hävdade områden från bekämpning då man inte har undersökt antal larver av *Aedes sticticus* och deras eventuella spridning i samband med en översvämning.

Eftersom bekämpning med VectoBac G® fortfarande behövs i områden med skötsel-åtgärder så kan kostnader för restaurering, slåtter och stängsling inte motiveras som bekämpningsinsatser mot översvämningsmyggor. Däremot fyller dessa åtgärder sin funktion som skötselåtgärder för att hålla älvängar öppna. Slåtter var också det traditionella sättet att ta tillvara produktionen av hö i älvängarna. Skötselåtgärderna gör området mer attraktivt och gynnar viss flora och fauna.

4.2 KEMISK BEKÄMPNING

Det finns huvudsakligen fyra grupper av kemiska bekämpningsmedel; klorerade kolväten, organofosfater, karbamater, och pyretroider [126]. Alla dessa medel fungerar som kontaktgifter och används ofta mot de vuxna insekterna. Det skulle alltså kunna vara ett alternativ att använda till exempel pyretroider i de fall där bekämpning av larverna inte gav den önskade reduktionen. Dessutom finns det en speciell grupp av biologiskt aktiva kemikalier (insect growth regulators) som behåller insekter i larvstadiet – de blir aldrig vuxna insekter.

Dessa kemiska bekämpningsmedel är dock inte specifikt riktade mot stickmyggor och vid användning finns därför en hög risk att många andra arter av insekter samt andra djur påverkas negativt av bekämpningen. Detta anses inte vara en alternativ lösning för bekämpning av översvämmningsmyggor i Karlstad.

4.3 MEKANISK BEKÄMPNING

Som mekanisk bekämpning räknas bland annat användning av paraffinolja som ligger på vattenytan och tar bort ytspänningen vilket leder till att mygglarverna drunknar. Vissa kläckningsplatser kan också täckas över och förhindra flygningen av vuxna stickmyggor men återigen fungerar dessa metoder främst för *Culex*- och *Anopheles*-arter men inte för översvämningsmyggor.

Bland mekaniska bekämpningsmetoder räknas också massfångst av vuxna stickmyggor med gasolfällor. En litteraturstudie utförd av SVA, på uppdrag av länsstyrelsen i Gävleborg län, visar att gasoldrivna myggfällor inte fungerar tillfredställande mot översvämningsmyggor och därför inte är lämpliga att användas för storskalig bekämpning [138].

Gasolfällor mot översvämningsmyggor har testats under flera år vid den översvämningsbenägna sjön Östen (Skövde kommun, Västra Götalands län) och användes somrarna 2013, 2014 och 2015 i översvämningsbenägna Deje (Forshaga kommun). Som nämnt tidigare klargjorde Forshaga kommun i februari 2017 att de tidigare redovisade slutsatserna om framgångsrik myggbekämpning med bland annat gasolfällor saknade faktagrund.

Sammantaget visar litteraturstudien vid SVA, och de praktiska svenska försöken, att gasolfällor inte ger tillräcklig effekt mot *Aedes sticticus* och andra översvämningsmyggor och därför inte kan anses som en fungerande bekämpningsmetod.

4.4 BEKÄMPNING GENOM SPRIDNING AV STERILA HANNAR

Sterile Insect Technique (SIT) är en artspecifik och miljöneutral metod för bekämpning av insekter som bygger på utsättning av stora mängder sterila hanar [139]. De sterila hanarna parar sig med de lokala honorna av arten vilket leder till att honorna lägger infertila ägg, dvs inga larver kläcks från dessa ägg. SIT används sedan decennier mot arter av flugor och fjärilar och ger en mycket kraftig minskning av målartens lokala population. Utvecklingen av SIT för artspecifik bekämpning av stickmyggor tog sin början 1955 och har varit föremål för flera omfattande vetenskapliga genomgångar som unisont kommer fram till att det finns tekniska förutsättningarna för bekämpning av ett flertal stickmyggarter med SIT [140–142]. SIT-metoden har framgångsrikt provats i Italien, Tyskland, Thailand och Kina, är godkänd av World Health Organization (WHO) och förordas som metod mot två Aedes-arter [143]. Vi har noga utvärderat möjligheten att anpassa/utveckla SIT för bekämpning av översvämningsmyggan *Aedes sticticus* i Sveriges översvämningsområden och konkluderar att metoden har potential att åstadkomma den kraftiga reduktion som krävs av bekämpningen. Förutsatt att alla förberedande studier genomförts och att SIT utvärderats mot *Aedes sticticus* genom en pilotstudie i aktuellt område, så finns möjlighet att till fullo värdera SIT potentiell mot denna stickmyggart.

Ytterligare en närbesläktad bekämpningsmetod bygger på den specifika partiella sterilisering som orsakas hos insekter av den symbiotiska bakterien *Wolbachia* [144–146]. Sperma från en *Wolbachia*-bärande insekthane kan inte befrukta äggen hos insekthonor som inte bär på samma *Wolbachia*-stam, vilket kan användas för bekämpning och metoden benämn Incompatible Insect Technique (IIT). Det första exemplet på lyckad bekämpning av stickmyggor med IIT utfördes i Burma och gav lokal utsläckning av *Culex pipiens fatigans* [147]. Mer sentida lyckade försök med IIT visar att metoden fungerar väl mot *Aedes polynesiensis*, *Culex pipiens quinquefasciatus, Aedes albopictus* och *Aedes aegypti* [148–151]. Under 2017 godkändes *Wolbachia*-bärande hannar för IIT-baserad bekämpning av *Aedes albopictus* inom 20 amerikanska stater samt i Washington DC av US Environmental Protection Agency. Det finns mycket som talar för att även IIT skulle kunna vara intressant att utvärdera som en framtida bekämpningsmedelsfri och effektiv metod att bekämpa *Aedes sticticus* i Sverige. Svårigheter att finansiera utveckling och utprovning av SIT och IIT för bekämpningsmedelsfri bekämpning av *Aedes sticticus* medför dock att det inte finns några förutsättningar att implementera dessa metoder under den närmaste tiden.

4.5 PERSONLIGT SKYDD

Personligt skydd är ingen bekämpningsmetod. Vid mycket stora mängder stickmyggor drabbas man av många myggbett även om repellenter används och skyddseffekten avtar snabbt med tiden. Därför behövs ofta upprepad behandling av huden. Det kan inte uteslutas att övernormal användning av repellenter kan medföra en viss hälsorisk för individen. Bekämpningsmedel klass 3, exempelvis Djungelolja, MyggA, US622 m fl., får ej användas på barn under tre år.

Skyddande kläder ger ett mycket bra skydd mot stickmyggor. Dock är det ofta besvärande att ta på sig heltäckande kläder under sommaren, när det är varmt, vilket medför att detta i praktiken inte fungerar för alla individer. Många väljer i stället att stanna inomhus, men även här slinker myggen in och då används kemiska medel exempelvis SPIRA-tabletter (sprider pyretroider och andra gifter när de upphettas), spray som Radar, etc. Det kan inte uteslutas att övernormal användning även av dessa kemikalier kan medföra en viss hälsorisk för individen.

4.6 NOLLALTERNATIVET

Som redogjorts för ovan i kapitel 2 medför användningen av VectoBac G® ingen betydande miljöpåverkan. Bekämpningen är mycket effektiv mot översvämningsmyggor medan det inte går att visa någon nämnvärd negativ påverkan på övrig fauna. Då översvämningsmyggor, på grund av deras storlek, näringsinnehåll, rörelsemönster och aktivitetstider, inte heller utgör huvudfödan hos fåglar och andra insektsätare, medför en effektiv bekämpning av dessa stickmyggor inte heller någon negativ påverkan för ekosystemet i aktuella områden.

Om bekämpningen med VectoBac G® uteblir skulle detta dock resultera i fler översvämningsmyggor vilket möjligtvis skulle kunna ge mer föda för insektätare. En utebliven bekämpning skulle även innebära att risken för eventuell negativ påverkan på fjädermyggor av underfamiljen Chironominae kunde uteslutas liksom risken för att fåglar störs av en lågt flygande helikopter.

Å andra sidan innebär nollalternativet att de för ansökan aktuella områdena kommer att drabbas av återkommande stickmyggsproblem med avsevärt negativa effekter för människors hälsa och livsmiljö. Även samhällsekonomin och turistnäringen i aktuella områden skulle påverkas mycket negativt.

TACK!

Vi vill tacka Jan O. Lundström och Matilda Jutzeler som också bidragit till stora delar av innehållet i denna miljökonsekvensbeskrivning.

5 REFERERAD LITTERATUR

[1] Lundström J, Schäfer M, Hesson JC, Blomgren E, Lindstrom A, Wahlqvist P, et al. The geographic distribution of mosquito species in Sweden. J Eur Mosq Control Assoc 2013;31:21–35.

[2] Schäfer ML, Lundström JO, Pfeffer M, Lundkvist E, Landin J. Biological diversity versus risk for mosquito nuisance and disease transmission in constructed wetlands in southern Sweden. Med Vet Entomol 2004;18:256–67. https://doi.org/10.1111/j.0269-283X.2004.00504.x.

[3] Becker N, Petric D, Zgomba M, Boase C, Madon MB, Dahl C, et al. Mosquitoes. Identification, Ecology and Control. Third Edition. Springer; 2020.

[4] Schäfer ML, Lundström JO, Petersson E. Comparison of mosquito (Diptera : Culicidae) populations by wetland type and year in the lower River Dalälven region , Central Sweden 2008:150–7.

[5] Becker N, Petric D, Zgomba M, Boase C, Madon MB, Dahl C, et al. Mosquitoes. Identification, Ecology and Control. Third Edition. Springer; 2020.

[6] Eskils K, Lövgren A. Release of Bacillus thuringiensis subsp. israelensis in Swedish soil. FEMS Microbiol Ecol 1997;23:229–37.

[7] Boisvert M, Boisvert J. Effects of Bacillus thuringiensis var. israelensis on target and nontarget organisms: a review of laboratory and field experiments. Biocontrol Sci Technol 2000;10:517–61.

[8] Sinegre G, Babinot M, Vigo G, Tourenq JN. Sensibilité de trois espèces de Chironomus (Diptera) à huit insecticides utilisés en démoustication. Ann Limnol 1990;26:65–71. https://doi.org/10.1051/limn/1990008.

[9] Pont D, Franquet E, Tourenq JN. Impact of different Bacillus thuringiensis variety israelensis treatments on a chironomid (Diptera Chironomidae) community in a temporary marsh. J Econ Entomol 1999;92:266–72.

[10] Vaughan IP, Newberry C, Hall DJ, Liggett JS, Ormerod SJ. Evaluating large-scale effects of Bacillus thuringiensis var. israelensis on non-biting midges (Chironomidae) in a eutrophic urban lake. Freshw Biol 2008;53:2117–28. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02043.x.

[11] Ali A, Baggs RD, Stewart JP. Susceptibility of some Florida chironomids and mosquitoes to various formulations of Bacillus thuringiensis serovar. israelensis. Journal of Economical Entomology 1981;74:672–7.

[12] Back C, Boisvert J, Lacoursière JO, Charpentier G. High-dosage treatment of a Quebec stream with Bacillus thuringiensis serovar. israelensis: Efficacy against black fly larvae (Diptera: Simuliidae) and impact on non-target insects. Canadian Entomologist 1985;117:1523–34.

[13] Houston J, Dancer BN, Learner MA. Control of sewage filter flies using Bacillus thuringiensis var. isaraelensis-II. Full scale trials. Water Res 1989;23:379–85.

[14] Smits PH, Vlug HJ. Control of Tipulid larvae with Bacillus thuringiensis var. israelensis protoxin activationand safety. Vth International Colloquium on Invertebrate Pathology and Microbial Control, Adelaide, Australia: 1990.

[15] Keil CB. Field and laboratory evaluation of a Bacillus thuringiensis var. israelensis formulation for control of fly pests of mushrooms. Journal of Economical Entomology 1991;84:1180–8.

[16] Becker N, Margalit J. Use of Bacillus thuringiensis israelensis against mosquitoes and blackflies. In: Entwistle PF, Cory JS, Bailey MJ, Higgs S, editors. Bacillus thuringiensis, An Environmental Biopesticide: Theory and Practice, John Wiley & Sons Ltd; 1993.

[17] WHO. Data sheet on the biological control agent Bacillus thuringiensis serotype H-14 (deBarjac 1978). World Health Organisation, Document WHO/VBC/79.750 Rev. 1; 1981.

[18] Gerald J. Niemi, Anne E. Hershey, Lyle Shannon, Joann M. Hanowski, Ann Lima, Richard P. Axler, et al. Ecological effects of mosquito control on zooplankton, insects, and birds. Environ Toxicol Chem 1999;18:549–59.

[19] Stav G, Blaustein L, Margalit Y. Individual and interactive effects of a predator and controphic species on mosquito populations. Ecological Applications 2005;15:587–98. https://doi.org/10.1890/03-5191.

[20] Pfitzner WP, Beck M, Weitzel T, Becker N. The Role of Mosquitoes in the Diet of Adult Dragon and Damselflies (Odonata). J Am Mosq Control Assoc 2015;31:187–9. https://doi.org/10.2987/14-6476r.

[21] Liber K, Schmude KL, Rau DM. Toxicity of Bacillus thuringiensis var. israelensis to chironomids in pond mesocosms. Ecotoxicology 1998;7:343–54. https://doi.org/10.1023/A:1008867815244.

[22] Stoll VS, Röder N, Gerstle V, Manfrin A, Schwenk K. Effects of Bti on the diversity and community composition of three Chironomidae subfamilies across different micro-habitats. Environmental Pollution 2025;366. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125490.

[23] Kästel A, Allgeier S, Brühl CA. Decreasing Bacillus thuringiensis israelensis sensitivity of Chironomus riparius larvae with age indicates potential environmental risk for mosquito control. Sci Rep 2017;7:1–7. https://doi.org/10.1038/s41598-017-14019-2.

[24] Theissinger K, Röder N, Allgeier S, Beermann AJ, Brühl CA, Friedrich A, et al. Mosquito control actions affect chironomid diversity in temporary wetlands of the Upper Rhine Valley. Mol Ecol 2019:https://doi.org/10.1111/mec.15214. https://doi.org/10.1111/mec.15214.

[25] Bordalo MD, Machado AL, Campos D, Coelho SD, Rodrigues ACM, Lopes I, et al. Responses of benthic macroinvertebrate communities to a Bti-based insecticide in artificial microcosm streams. Environmental Pollution 2021;282. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117030.

[26] Allgeier S, Kästel A, Brühl CA. Adverse effects of mosquito control using Bacillus thuringiensis var. israelensis: Reduced chironomid abundances in mesocosm, semi-field and field studies. Ecotoxicol Environ Saf 2019;169:786–96. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.050.

[27] Wolfram G, Wenzl P, Jerrentrup H. A multi-year study following BACI design reveals no short-term impact of Bti on chironomids (Diptera) in a floodplain in Eastern Austria. Environ Monit Assess 2018;190:1–17. https://doi.org/10.1007/s10661-018-7084-6.

[28] Theissinger K, Kästel A, Elbrecht V, Makkonen J, Michiels S, Schmidt S, et al. Using DNA metabarcoding for assessing chironomid diversity and community change in mosquito controlled temporary wetlands. Metabarcoding Metagenom 2018. https://doi.org/10.3897/mbmg.2.21060.

[29] Theissinger K, Kästel A, Elbrecht V, Makkonen J, Michiels S, Schmidt SI, et al. Corrigendum: Using DNA metabarcoding for assessing chironomid diversity and community change in mosquito controlled temporary wetlands. MBMG 2:e21060. https://doi.org/10.3897/mbmg.2.21060). Metabarcoding Metagenom 2020;4:149–50. https://doi.org/10.3897/MBMG.4.60854.

[30] Becker N, Ludwig M, Su T. Lack of Resistance in Aedes vexans Field Populations After 36 Years of Bacillus thuringiensis subsp. Israelensis Applications in the Upper Rhine Valley, Germany. J Am Mosq Control Assoc 2018. https://doi.org/10.2987/17-6694.1.

[31] Caquet T, Roucaute M, Le Goff P, Lagadic L. Effects of repeated field applications of two formulations of Bacillus thuringiensis var. israelensis on non-target saltmarsh invertebrates in Atlantic coastal wetlands. Ecotoxicol Environ Saf 2011;74:1122–30. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.04.028.

[32] Lagadic L, Roucaute M, Caquet T. Bti sprays do not adversely affect non-target aquatic invertebrates in French Atlantic coastal wetlands. Journal of Applied Ecology 2014;51:102–13. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12165.

[33] Lagadic L, Schäfer RB, Roucaute M, Szöcs E, Chouin S, de Maupeou J, et al. No association between the use of Bti for mosquito control and the dynamics of non-target aquatic invertebrates in French coastal and continental wetlands. Science of the Total Environment 2016;553:486–94. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.096.

[34] Duchet C, Franquet E, Lagadic L, Lagneau C. Effects of Bacillus thuringiensis israelensis and spinosad on adult emergence of the non-biting midges Polypedilum nubifer (Skuse) and Tanytarsus curticornis Kieffer (Diptera: Chironomidae) in coastal wetlands. Ecotoxicol Environ Saf 2015;115:272–8. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.029.

[35] Persson Vinnersten TZ, Lundström JO, Schäfer ML, Petersson E, Landin J. A six-year study of insect emergence from temporary flooded wetlands in central Sweden, with and without Bti-based mosquito control. Bull Entomol Res 2010;100:715–25. https://doi.org/10.1017/S0007485310000076.

[36] Persson Vinnersten TZ, Lundström JO, Petersson E, Landin J. Diving beetle assemblages of flooded wetlands in relation to time, wetland type and Bti-based mosquito control. Hydrobiologia 2009;635:189–203. https://doi.org/10.1007/s10750-009-9911-9.

[37] Lundström JO, Brodin Y, Schäfer ML, Persson Vinnersten TZ, Östman Ö. High species richness of Chironomidae (Diptera) in temporary flooded wetlands associated with high species turn-over rates. Bull Entomol Res 2010;100:433–44. https://doi.org/10.1017/S0007485309990472.

[38] Lundström JO, Schäfer ML, Petersson E, Persson Vinnersten TZ, Landin J, Brodin Y. Production of wetland Chironomidae (Diptera) and the effects of using Bacillus thuringiensis israelensis for mosquito control. Bull Entomol Res 2010;100:117–25. https://doi.org/10.1017/S0007485309990137.

[39] Hershey AE, Lima AR, Niemi GJ, Regal RR. Effects of Bacillus thuringiensis israelensis (BTI) and methoprene on nontarget macroinvertebrates in Minnesota wetlands. Ecological Applications 1998;8:41–60.

[40] Balcer MD, Schmude K, Snitgen J, Lima A. Long-term effects of the mosquito control agents Bti (Bacillus thuringiensis israelensis) and mathoprene on non-target macroinvertebrates in wetlands in Wright County, Minnesota (1997-1998). 1999.

[41] Read N, Balcer MD, Schmude KL, Lima A. Does Bti or methoprene affect wetland invertebrates other than mosquitoes? 3-year and 8-year results compared. National Meeting of the Entomological Society of America, 1999.

[42] Eder E, Schonbrunner I. Toxicity of Bacillus thuringiensis israelensis on the Nontarget Organisms Triops cancriformis, Branchipus schaefferi, Leptestheria dahalacensis (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca, Anostraca, Spinicaudata)~!2009-10-20~!2009-03-12~!2010-05-06~! The Open Environmental Pollution & Toxicology Journal 2010;2:16–20. https://doi.org/10.2174/1876397901002010016.

[43] Duchet C, Larroque M, Caquet T, Franquet E, Lagneau C, Lagadic L. Effects of spinosad and Bacillus thuringiensis israelensis on a natural population of Daphnia pulex in field microcosms. Chemosphere 2008;74:70–7. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.024.

[44] Duchet C, Coutellec MA, Franquet E, Lagneau C, Lagadic L. Population-level effects of spinosad and Bacillus thuringiensis israelensis in Daphnia pulex and Daphnia magna: Comparison of laboratory and field microcosm exposure conditions. Ecotoxicology 2010;19:1224–37. https://doi.org/10.1007/s10646-010-0507-y.

[45] WHO/IPCS/IOMC. Bacillus thuringiensis. 1999.

[46] Olmo C, Marco A, Armengol X, Ortells R. Effects of Bacillus thuringiensis var. israelensis on nonstandard microcrustacean species isolated from field zooplankton communities. Ecotoxicology 2016. https://doi.org/10.1007/s10646-016-1708-9.

[47] Östman Ö, Lundström JO, Persson Vinnersten TZ. Effects of mosquito larvae removal with Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) on natural protozoan communities. Hydrobiologia 2008;607:231–5. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9387-z.

[48] Fayolle S, Bertrand C, Logez M, Franquet E. Corrigendum: Does mosquito control by Bti spraying affect the phytoplankton community? A 5-year study in Camargue temporary wetlands (France). Annales de Limnologie - International Journal of Limnology 2016;52:1–11. https://doi.org/10.1051/limn/2015027.

[49] Allgeier S, Frombold B, Mingo V, Brühl CA. European common frog Rana temporaria (Anura: Ranidae) larvae show subcellular responses under field-relevant Bacillus thuringiensis var. israelensis (Bti) exposure levels. Environ Res 2018;162:271–9. https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.01.010.

[50] Lajmanovich RC, Junges CM, Cabagna-Zenklusen MC, Attademo AM, Peltzer PM, Maglianese M, et al. Toxicity of Bacillus thuringiensis var. israelensis in aqueous suspension on the South American common frog Leptodactylus latrans (Anura: Leptodactylidae) tadpoles. Environ Res 2015. https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.022.

[51] Schweizer M, Miksch L, Köhler HR, Triebskorn R. Does Bti (Bacillus thuringiensis var. israelensis) affect Rana temporaria tadpoles? Ecotoxicol Environ Saf 2019;181:121–9. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.080.

[52] Gutierrez-Villagomez JM, Patey G, To TA, Lefebvre-Raine M, Lara-Jacobo LR, Comte J, et al. Frogs Respond to Commercial Formulations of the BiopesticideBacillus thuringiensisvar. israelensis, Especially Their Intestine Microbiota. Environ Sci Technol 2021;55:12504–16. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02322.

[53] Lee BM, Scott GI. Acute toxicity of temephos, fenoxycarb, diflubenzuron, and methoprene andBacillus thuringiensis var.israelensis to the mummichog (Fundulus heteroclitus). Bull Environ Contam Toxicol 1989;43:827–32.

[54] Wipfli MS, Merritt RW, Taylor WW. Low Toxicity of the Black Fly Larvicide Bacillus thuringiensis var. israelensis to Early Stages of Brook Trout (Salvelinus fontinalis), Brown Trout (Salmo trutta), and Steelhead Trout (Oncorhynchus my kiss) following Direct and Indirect Exposure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 1994;5:1451–11458.

[55] Brown MD, Carter J, Thomas D, Purdie DM, Kay BH. Pulse-exposure effects of selected insecticides to juvenile Australian crimson-spotted rainbowfish (Melanotaenia duboulayi). J Econ Entomol 2002;95:294–8.

[56] Gunasekaran K, Doss PSB, Vaidyanathan K. Laboratory and field evaluation of Teknar HP-D, a biolarvicidal formulation of Bacillus thuringiensis ssp israelensis, against mosquito vectors. Acta Trop 2004;92:109–18.

[57] Hurst TP, Kay BH, Ryan PA, Brown MD. Sublethal effects of mosquito larvicides on swimming performance of larvivorous fish Melanotaenia duboulayi

(Atheriniformes: Melanotaeniidae). Journal of Economical Entomology 2007;100:61–5.

[58] Jackson JK, Horwitz RJ, Sweeney BW. Effects of Bacillus thuringiensis israelensis on black flies and nontarget macroinvertebrates and fish in a large river. Trans Am Fish Soc 2002;131:910–30.

[59] Warren RE, Rubenstein D, Ellar DJ, Kramer JM, Gilbert RJ. Bacillus thuringiensis var. israelensis: Protoxin activation and safety. The Lancet 1984;323:678–9.

[60] Drobniewski FA. The safety of Bacillus species as insect vector control agents. Journal of Applied Bacteriology 1993;76:101–9.

[61] Siegel JP, Shadduck JA. Clearance of Bacillus sphaericus and Bacillus thuringiensis ssp. israelensis from mammals. Journal of Economical Entomology 1990;83:347–55.

[62] Ignatiev VI, Karopv EG, Meliksetyan VSh. Studies on the effect of serotype H-14 Bacillus thuringiensis preparations on warm-blooded animals. Mikrobiologicheskij Zhurnal (in Russian) 1988;50:73–7.

[63] Halkova Z, Zaykov C, Antov G, Mihaylova A, Mircheva V, Dinoeva S, et al. Experimental study of subacute oral, dermal and inhalation toxicity of Bulmoscide preparation. Pol J Occup Med Environ Health 1993;6:19–25.

[64] Glare TR, O'Callaghan M. Environmental and health impacts of Bacillus thuringiensis israelensis. Lincoln, New Zealand: Biocontrol & Biodiversity, Grasslands Divison, AgResearch; 1998.

[65] Jackson SG, Goodbrand RB, Ahmed R, Kasatiya S. Bacillus cereus and Bacillus thuringiensis isolated in a gastroenteritis outbreak investigation. Lett Appl Microbiol 1995. https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.1995.tb01017.x.

[66] Swiecicka I, Van Der Auwera GA, Mahillon J. Hemolytic and nonhemolytic enterotoxin genes are broadly distributed among Bacillus thuringiensis isolated from wild mammals. Microb Ecol 2006;52:544–551. https://doi.org/10.1007/s00248-006-9122-0.

[67] Land M, Bundschuh M, Hopkins RJ, Poulin B, McKie BG. Effects of mosquito control using the microbial agent Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) on aquatic and terrestrial ecosystems: a systematic review. Environ Evid 2023;12:26. https://doi.org/10.1186/s13750-023-00319-w.

[68] Onyeka JOA. Studies on the natural predators of Culex pipiens L. and C. torrentium Martini (Diptera: Culicidae) in England. Bull Entomol Res 1983;73:185–94.

[69] Deding J. Gut content analysis of diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). Natura Jutlandica 1988;22:177–84.

[70] Blaustein L. Influence of the predatory backswimmer, Notonecta maculata, on invertebrate community structure. Ecol Entomol 1998;23:246–52.

[71] Lee FC. Laboratory observations on certain mosquito larval predators. Mosq News 1967;27:332–8.

[72] Iversen TM. The ecology of a mosquito population (Aedes communis) in a temporary pool in a Danish beech wood. Arch Hydrobiol 1971;61:309–32.

[73] Service MW. Ecological and Biological Studies on Aedes cantans (Meig.) (Diptera: Culicidae) in Southern England. Journal of Applied Ecology 1977;14:159–96. https://doi.org/10.2307/2401833.

[74] Chesson J. Effect of Notonectids (Hemiptera: Notonectidae) on mosquitoes (Diptera: Culicidae): Predation or selective oviposition? Environ Entomol 1984;13:531–8.

[75] Lundkvist E, Landin J, Jackson M, Svensson C. Diving beetles (Dytiscidae) as predators of mosquito larvae (Culicidae) in field experiments and in laboratory tests of prey preference. Bull Entomol Res 2003;93:219–26.

[76] Nilsson A. Community structure in the Dytiscidae (Coleoptera) of a northern Swedish seasonal pond. Ann Zool Fennici 1986;23:39–47.

[77] Nilsson AN, Svensson BW. Dytiscid predators and culicid prey in two boreal snowmelt pools differing in temperature and duration. Ann Zool Fennici 1994;31:365–76.

[78] Gerstle V, Bollinger E, Manfrin A, Pietz S, Kolbenschlag S, Feckler A, et al. Trophic effects of Bti-based mosquito control on two top predators in floodplain pond mesocosms. Environmental Science and Pollution Research 2024. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34124-w.

[79] Röder N, Stoll VS, Jupke JF, Kolbenschlag S, Bundschuh M, Theißinger K, et al. How non-target chironomid communities respond to mosquito control: Integrating DNA metabarcoding and joint species distribution modelling. Science of the Total Environment 2024;913. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169735.

[80] Schöndorfer A, Kolbenschlag S, Bauspiess P, Schirmel J, Bollinger E, Manfrin A, et al. Long-term consequences of Bti applications on aquatic insect emergence: Insights from a 4-year mesocosm study. Ecotoxicol Environ Saf 2025;296. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118208.

[81] Kolbenschlag S, Pietz S, Röder N, Schwenk K, Bundschuh M. Phenotypic adaptation of Chironomus riparius to chronic Bti exposure: effects on emergence time and nutrient content. Aquatic Toxicology 2024;273. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2024.107013.

[82] Bibby CJ. Food supply and the diet of the bearded tit (Panurus biarmicus). Bird Study 1981;28:201–10.

[83] Blum S, Basedow T, Becker N. Culicidae (Diptera) in the diet of predatory stages of anurans (Amphibia) in humid biotopes of the Rhine valley in Germany. Journal of Vector Ecology 1997;22:23–9.

[84] Arnold A, Braun M, Becker N, Storch V. Zur Nahrungsökologie von Wasser- und Rauhhautfledermaus in den nordbadischen Rheinauen. Carolinea 2000;58:257–63.

[85] Ashley MC, Robinson JA, Oring LW, Vinyard GA. Dipteran standing stock biomass and effects of aquatic bird predation at a constructed wetland. Wetlands 2000;20:84–90.

[86] Chernetsov N, Manukyan A. Foraging strategy of the Sedge Warbler (Acrocephalus schoenobaetus) on migration. Vogelwarte 2000;40:189–97.

[87] Dabrowski-Prot E, Luczak J. Studies on the incidence of mosquitoes in the food ofTetragnatha montanaSimon and its food activity in the natural habitat. Ekologia Polska Seria A 1968;16:843–52.

[88] Poulin B, Lefebvre G, Paz L. Red flag for green spray: Adverse trophic effects of Bti on breeding birds. Journal of Applied Ecology 2010;47:884–9. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01821.x.

[89] Poulin B. Indirect effects of bioinsecticides on the nontarget fauna: The Camargue experiment calls for future research. Acta Oecologica 2012;44:28–32. https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.11.005.

[90] Jakob C, Poulin B. Indirect effects of mosquito control using Bti on dragonflies and damselflies (Odonata) in the Camargue. Insect Conserv Divers 2016;9:161–9. https://doi.org/10.1111/icad.12155.

[91] Poulin B, Tétrel C, Lefebvre G. Impact of mosquito control operations on waterbirds in a Camargue nature reserve. Wetl Ecol Manag 2022;30:1049–64. https://doi.org/10.1007/s11273-021-09834-4.

[92] Gonsalves L, Bicknell B, Law B, Webb C, Monamy V. Mosquito Consumption by Insectivorous Bats: Does Size Matter? PLoS One 2013;8:https://doi.org/10.1371. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0077183.

[93] Gonsalves L, Law B, Webb C, Monamy V. Foraging Ranges of Insectivorous Bats Shift Relative to Changes in Mosquito Abundance. PLoS One 2013;8:doi.org/10.1371/journal.pone.0064081. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064081.

[94] McKie BG, Taylor A, Nilsson T, Goedkoop W. Kvantifiering av ekosystemeffekter av Bti-användning i Nedre Dalälven. 2015.

[95] McKie BG, Taylor A, Nilsson T, Frainer A, Goedkoop W. Ecological effects of mosquito control with Bti: evidence for shifts in the trophic structure of soil- and ground-based food webs. Aquat Sci 2023;85:47. https://doi.org/10.1007/s00027-023-00944-0.

[96] Brandl MT, Mandrell RE. Fitness of Salmonella enterica serovar Thompson in the cilantro phyllosphere. Appl Environ Microbiol 2002;68:3614–3621. https://doi.org/10.1128/AEM.68.7.3614-3621.2002.

[97] Brandl MT, Haxo AF, Bates AH, Mandrell RE. Comparison of Survival of Campylobacter jejuni in the Phyllosphere with That in the Rhizosphere of Spinach and Radish Plants. Appl Environ Microbiol 2004;70:1182–9. https://doi.org/10.1128/AEM.70.2.1182-1189.2004.

[98] Maduell P, Armengol G, Llagostera M, Orduz S, Lindow S. B. thuringiensis is a poor colonist of leaf surfaces. Microb Ecol 2008;55:212–219. https://doi.org/10.1007/s00248-007-9268-4.

[99] Tilquin M, Paris M, Reynaud S, Despres L, Ravanel P, Geremia R a, et al. Long lasting persistence of Bacillus thuringiensis Subsp. israelensis (Bti) in mosquito natural habitats. PLoS One 2008;3:https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003432. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003432.

[100] Schneider S, Hendriksen NB, Melin P, Lundström JO, Sundh I. Chromosome-directed PCR-based detection and quantification of Bacillus cereus group members with focus on B. thuringiensis serovar israelensis active against nematoceran larvae. Appl Environ Microbiol 2015;81:4894–903. https://doi.org/10.1128/AEM.00671-15.

[101] Schneider S, Tajrin T, Lundström JO, Hendriksen NB, Melin P, Sundh I. Do Multi-year Applications of Bacillus thuringiensis subsp. israelensis for Control of Mosquito Larvae Affect the Abundance of B. cereus Group Populations in Riparian Wetland Soils? Microb Ecol 2017;74:901–9. https://doi.org/10.1007/s00248-017-1004-0.

[102] Poulin B, Lefebvre G, Hilaire S, Després L. Long-term persistence and recycling of Bacillus thuringiensis israelensis spores in wetlands sprayed for mosquito control. Ecotoxicol Environ Saf 2022;243:114004. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114004.

[103] Wilander A. Möjliga gödningseffekter vid spridning av VectoBac. SLU, Miljöanalys; 2007.

[104] Watson JW. Responses of nesting bald eagles to helicopter surveys. Wildlife Socierty Bulletin 1993;21:171–8.

[105] Rodgers JA, Schwikert ST. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. Conservation Biology 2002;16:216–24.

[106] French JM, Koplin JR. Distribution, abundance, and breeding status of ospreys in northwestern California. Trans North Am Osprey Res Conf (Red J C Ogden), US Natl Park Service Trans and Proc 1977;Ser. 2:223–40.

[107] Melo J. Logging around an osprey nest site, an observation. J For 1975;73:724–5.

[108] Svensson S, Svensson M, Tjernberg M. Svensk Vågelatlas. Stockholm: 1999.

[109] Bylin K. Revir, revirförsvar och bobyggnad, Tranan - Studier i den euroasiatiska tranans biologi. Vår Fågelvärld 1993;Supplement:53–8.

[110] Bylin K. Häckningsframgång och dödsorsaker, Tranan - Studier i den euroasiatiska tranans biologi. Vår Fågelvärld 1993;Supplement:59–67.

[111] Meves W. Breeding habitat use of common cranes Grus grus in Germany. Vogelwelt 1996;117:111–8.

[112] Engström H. Uppföljningsprogram för fåglar; inventering av storfåglar och test av störningskänslighet. Fågelstudier inom myggkontrollverksamheten vid Nedre Dalälven, Resultatredovisning 2006. Ekologi och evolution; Uppsala Universitet; 2007.

[113] Gärdenfors U. Rödlistade arter i Sverige 2005. ArtData Banken, SLU, Uppsala; 2005.

[114] Aulén G. Ecology and distribution history of the white-backed woodpecker Dendrocopos leucotos in Sweden. 1988.

[115] Carlson A, Stenberg I. Vitryggig hackspett (Dendrocopos leucotos). Biotopval och sårbarhetsanalys. 1995.

[116] Mild K, Stighäll K. Åtgärdsprogram för bevarande av Vitryggig hackspett (Dendrocopos leucotos) och dess livsmiljöer. 2005.

[117] Stighäll K. Vitryggig hackspett i Sverige – hot och möjligheter i dag och i framtiden. Så mycket krävs för att rädda arten i Sverige. 2011.

[118] Angelstam P, Breuss M, Mikusinski G, Stenstrom M, Stighall K, Thorell D. Effects of forest structure on the presence of woodpeckers with different specialisation in a landscape history gradient in NE Poland. Avian Landscape Ecology: Pure and Applied Issues in the Large-Scale Ecology of Birds 2002:25–38.

[119] Carlson A. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: The White-backed Woodpecker (Dendrocopos leucotos). For Ecol Manage 2000. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00215-7.

[120] Sjöberg U, Liedholm H, Stighäll K. Åtgärdsprogram för äldre lövskogar med vitryggig hackspett som paraplyart. 2013.

[121] Johnson LS, Kermott LH. Nesting Success of Cavity-Nesting Birds Using Natural Tree Cavities. J Field Ornithol 1994.

[122] Paclík M, Misík J, Weidinger K. Nest predation and nest defence in European and North American woodpeckers: a review. Ann Zool Fennici 2009;2450:361–79.

[123] Delaney DK, Pater LL, Carlile LD, Spadgenske EW, Beaty TA, Melton RH. Response of red-cockaded woodpeckers to military training operations. Wildlife Monographs 2011;177:1–38. https://doi.org/10.1002/wmon.3.

[124] Becker N, Ludwig HW. Mosquito Control in West Germany. Bulletin of the Society for Vector Ecology 1983;8:85–93.

[125] Lacey LA, Mulla MS. Safety of Bacillus thuringiensis ssp.israelensis and Bacillus sphaericus to nontarget organisms in the aquatic environment. In: Laird M, Lacey

LA, Davidson EW, editors. Safety of Microbial Insecticides, Boca Raton, Fla, USA: CRC Press; 1990, p. 169–88.

[126] Becker N, Petric D, Zgomba M, Boase C, Madon M, Dahl C, et al. Mosquitoes and their control: Second edition. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag; 2010. https://doi.org/10.1007/978-3-540-92874-4.

[127] Keddy PA. Wetland Ecology. Principles and Conservation. Cambridge, UK: Cambridge University Press; 2000.

[128] Batzer DP, Resh VH. Macroinvertebrates of a California seasonal wetland and responses to experimental habitat manipulation. Wetlands 1992;12:1–7.

[129] Wekesa JW, Yuval B, Washino RK. Spatial distribution of adult mosquitoes (Diptera: Culicidae) in habitats associated with the rice agroecosystem of Northern California. J Med Entomol 1996;33:344–50.

[130] Jiannino JA, Walton WE. Evaluation of vegetation management strategies for controlling mosquitoes in a southern California constructed wetland. J Am Mosq Control Assoc 2004;20:18–26.

[131] Thullen JS, Sartoris JJ, Walton WE. Effects of vegetation management in constructed wetland treatment cells on water quality and mosquito production. Ecol Eng 2002;18:441–57. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00105-7.

[132] Grieco JP, Vogtsberger RC, Achee NL, Vanzie E, Andre RG, Roberts DR, et al. Evaluation of habitat management strategies for the reduction of malaria vectors in northern Belize 2005;30.

[133] Östman Ö, Wengström Å, Gradin U, Wissman J, Schäfer M, Lundström JO. Lower abundance of flood water mosquito larvae in managed wet meadows in the lower Dalälven floodplains, Sweden. Wetl Ecol Manag 2015;23:257–67. https://doi.org/10.1007/s11273-014-9377-z.

[134] Schäfer ML, Lundström JO. Efficiency of Bti-based floodwater mosquito control in Sweden – four examples. J Eur Mosq Control Assoc 2014;32:1–8.

[135] Östman Ö. Hävdens betydelse för mängden översvämningsmygg i nedre Dalälvsområdet -del 2. 2013.

[136] Lindström A, Eklöf D, Lilja T. Kan vegetationen ha inverkan på översvämningsmyggor vid Nedre Dalälven? 2018.

[137] Eklöf D, Lilja T, Lindström A. Översvämningsmyggor och hävd. 2020.

[138] Blomgren E, Lindström A, Hopkins R. Bedömning av förutsättningar för användning av gasoldrivna myggfällor i bekämpning av översvämningsmyggor i Nedre Dalälvsområdet. 2013.

[139] Dyck VA, Hendrichs J, Robinson AS. Sterile insect technique: Principles and practice in area-wide integrated pest management. 2005. https://doi.org/10.1007/1-4020-4051-2.

[140] Dame DA, Benedict MQ, Robinson AS, Knols BGJ. Historical applications of induced sterilisation in field populations of mosquitoes. Malar J 2009;8:1–10. https://doi.org/10.1186/1475-2875-8-S2-S2.

[141] Klassen W, Curtis CF. History of the sterile insect technique. Sterile Insect Technique: Principles and Practice in Area-Wide Integrated Pest Management, 2005. https://doi.org/10.1007/1-4020-4051-2_1.

[142] Alphey L, Benedict M, Bellini R, Clark GG, Dame DA, Service MW, et al. Sterile-insect methods for control of mosquito-borne diseases: An analysis. Vector-Borne and Zoonotic Diseases 2010. https://doi.org/10.1089/vbz.2009.0014.

[143] WHO. Report of the Fifth Meeting of the Vector Control Advisory Group, Geneva, Switzerland 2-4 november 2016. 2017.

[144] Kittayapong P, Mongkalangoon P, Baimai V, O'Neill SL. Host age effect and expression of cytoplasmic incompatibility in feld populations of Wolbachia-superinfected Aedes albopictus. Heredity (Edinb) 2002;88:270–4. https://doi.org/10.1038/sj/hdy/6800039.

[145] Rasgon JL, Scott TW. Wolbachia and Cytoplasmic Incompatibility in the California Culex pipiens Mosquito Species Complex: Parameter Estimates and Infection Dynamics in Natural Populations. Genetics 2003;165:2029–38.

[146] Werren JH, Baldo L, Clark ME. Wolbachia: Master manipulators of invertebrate biology. Nat Rev Microbiol 2008:https://doi.org/10.1038/nrmicro1969. https://doi.org/10.1038/nrmicro1969.

[147] Laven H. Eradication of culex pipiens fatigans through cytoplasmic incompatibility [27]. Nature 1967;216:383–4. https://doi.org/10.1038/216383a0.

[148] Atyame CM, Cattel J, Lebon C, Flores O, Dehecq JS, Weill M, et al. Wolbachia-based population control strategy targeting Culex quinquefasciatus mosquitoes proves efficient under semi-field conditions. PLoS One 2015;10:e01119288. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119288.

[149] Moretti R, Calvitti M. Male mating performance and cytoplasmic incompatibility in a wPip Wolbachia trans-infected line of Aedes albopictus (Stegomyia albopicta). Med Vet Entomol 2013;27:377–86. https://doi.org/10.1111/j.1365-2915.2012.01061.x.

[150] Ritchie SA, Townsend M, Paton CJ, Callahan AG, Hoffmann AA. Application of wmelpop wolbachia strain to crash local populations of aedes aegypti. PLoS Negl Trop Dis 2015;9:e0003930. https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003930.

[151] Mains JW, Brelsfoard CL, Rose RI, Dobson SL. Female adult aedes Albopictus suppression by Wolbachia-infected male mosquitoes. Sci Rep 2016;6:DOI:10.1038/srep33846. https://doi.org/10.1038/srep33846.