

Finansiering av myggbekämpningen i Nedre Dalälven 2020

Problemen med översvämningsmygg i Nedre Dalälvsområdet är väl känt i regionen. Efter snart 20 år med en lyckad verksamhet på uppdrag av områdets kommuner och med stöd från regionala organ kan man nu säga att verksamheten inte längre är ett projekt utan en ordinarie uppgift för att säkerställa ett dragligt liv för de som bor och verkar i området.

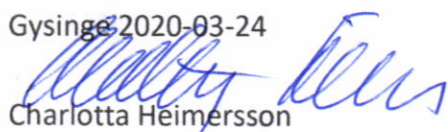
Under flera år har finansieringen bestått av många olika projekt med allt vad det innebär av extra administration och minskad flexibilitet. Under 2017 påbörjades ett arbete med att se över finansieringsmodellen för att minska den administrativa bördan och öka effektiviteten. En av anledningarna till detta var att vi påbörjade en momsutredning med Skatteverket huruvida myggbekämpningen skall anses vara momspliktigt eller ej. Denna utredning pågår dessvärre fortfarande vilket gör att vi för år 2020 kommer att söka finansiering som motsvarar hela kostnaden inklusive den för moms. Detta kan komma att ändras igen, vilket är ytterligare ett exempel på varför det passar mindre bra med finansiering via 3-åriga regionala projekt.

Länsstyrelsen i Västmanland har under perioden 2017-2019 delfinansierat myggbekämpningen med 473 760 kr per år i 3 år, totalt 1 421 280 kr. Detta har finansierats via ett projekt med 1:1-medel, och medfinansierats med motsvarande summa från Sala kommun. NEDAB:s önskan är att samtliga regioner kan lösa det som Region Gävleborg, som istället har finansierat de senaste tre åren ur ordinarie budget, vilket har underlättat vår administrativa börda väsentligt. Region Uppsala och Region Dalarna kommer nu även de att fatta sådana beslut för 2020.

För år 2020 ansöker Nedre Dalälvens Utvecklings AB, NEDAB, härmed om 592 200 kr för Västmanlands andel av myggbekämpningen.

Notera att det under hösten 2020 kommer att göras en översyn av den sedan länge beslutade fördelningsmodellen mellan kommunerna för att bättre spegla dagens villkor och att detta för kommande år kan ge en förändrad summa för samtliga regioner. Vänligen notera även att det på grund av ovanstående momsutredning är viktigt att ha en gemensam formulering som regioner och kommuner kan använda vid beslut om medel, där det klart framgår att det är en tjänst som utförs av NEDAB till kommuner och regioner och inte ett allmänt bidrag.

Gysinge 2020-03-24



Charlotta Heimer

VD Nedre Dalälvens Utvecklings AB



Uppsala, 2019-10-15

MKB 2020 - 2022

**Användning av VectoBac G® med spridning från
helikopter för bekämpning av stickmygglarver i Nedre
Dalälvens översvämningssområden**



Martina Schäfer & Jan O. Lundström

Huvudkontor NEDAB:
Kölnavägen 25
810 21 Gysinge

Besöksadress Biologisk Myggkontroll:
Vårdsätravägen 5
756 46 Uppsala

Sammanfattning

Planerad verksamhet: Det biologiska bekämpningsmedlet VectoBac G® ska spridas med doseringen 10-14 kg/ha med helikopter 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 ramområden för stickmyggbekämpning omfattar totalt 12 543 ha i kommunerna Avesta (Dalarna län), Sala (Västmanland län), Sandviken och Gävle (Gävleborgs län), samt Heby, Tierp och Älvkarleby (Uppsala län). Det maximala årsbehovet av VectoBac G® beräknas till 198 000 kg för dessa områden.

Berörda Natura 2000-områden: Totalt inkluderas delar av 20 Natura 2000-områden i de sökta ramområdena för stickmyggbekämpning, totalt 5 973 ha. Dessa Natura 2000-områdena är Båtfors, Bredfors, Untra, Kvarnön, Hedesundafjärden, Pellesberget och Östa i Uppsala län; Färnebofjärden syd och Hallaren i Uppsala och Västmanlands län; Kungsgårdsholmarna och Färnebofjärden nordväst i Dalarnas län; samt Jordbärsmuren-Ålbo, Spjutholmen, Hedesunda, Bredforsen, Tjursöarkipelagen, Övre Hedesundafjärden, Färnebofjärden, Ista och Gysinge i Gävleborgs län. Det maximala årsbehovet av VectoBac G® i Natura 2000-områden beräknas till 122 900 kg.

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 larver av *Aedes sticticus* inom myggfamiljen Culicidae (stickmyggor). Larver av myggfamiljen Chironomidae (fjädermyggor) är dock relativt nära stickmygg-larver i känslighet för Bti vilket visats i otaliga forskningsstudier. På senaste tiden 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.

Preliminära 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 Nematocera och antal Chironomidae. Den enda signifikanta skillnaden som kunde upptäckas var för underfamiljen Chironominae i familjen Chironomidae. Denna underfamilj utgjorde dock enbart 4% av alla chironomider och därmed en väldigt liten del av den totala mängden chironomider. Den totala mängden chironomider som födoresurs för fåglar, fladdermöss, spindlar och andra insektsätare är opåverkad i de bekämpade områdena och det totala antalet chironomider, Nematocera och insekter var under alla år något högre i de bekämpade områdena än i de obekämpade områdena.

Påverkan på Natura 2000, art- och habitatdirektivet: I Nedre Dalälven är de prioriterade naturtyperna fuktängar, svämängar, rikkärr, lövsumpskog, svämlövskog och svämädellovskog potentiella larvmiljöer för *Aedes sticticus*. Därför ingår dessa i de definierade ramrådena för bekämpning av denna översvämningsmygga. Eftersom VectoBac G® innehåller låg halt av lösliga näringsämnen, så tillförs med aktuell dosering

ingen betydande näring till miljön, och näringstillförseln är försvinnande låg i relation till övrig naturlig och antropogen försel. Vidare kan en miljöeffekt genom ackumulering av Bti-bakterien, protoxinet eller sporena uteslutas. Risken för en eventuell påverkan av bekämpning med VectoBac G® genom helikopterspridning på berörda Natura 2000-naturtyper bedöms därför som obefintlig. Det finns inga Bti-känsliga Chironomidae eller andra Nematocera listade som skyddsvärda i de berörda Natura 2000-områdena i Nedre Dalälven. Ingen av de specifikt skyddade Natura 2000-arterna kan direkt påverkas av VectoBac G®. Det finns inte heller risk för indirekt påverkan eftersom ingen av dessa arter använder sig av stickmyggor som föda, varken som larv eller som vuxna.

Påverkan på Natura 2000, fågeldirektivet: Användning av helikopter vid spridning anses inte medföra någon risk för negativ inverkan på häckande storfåglar. Inget tyder heller på att användning av helikopter för spridning av VectoBac® innebär någon störning för häckande vitryggiga hackspettar. Bland de insektsätande fågelarter finns ingen art som är beroende av stickmyggor och bekämpningen med VectoBac G® minskar inte förekomst av fjädermyggor eller andra viktiga insekter i näringsväven. Därmed anses bekämpningen inte medföra någon risk för skyddsvärda fåglar.

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. Speciellt hävd genom slätter och bete har tidigare förts fram som en möjlig åtgärd att långsiktigt minska mängden översvämningsmyggor. Det samlade faktaunderlaget ger dock 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 översvämningsmyggor, på grund av deras storlek, näringsinnehåll, rörelsemönster och aktivitetstider, inte huvudfödan hos några fåglar eller andra insektsätare. En utebliven bekämpning skulle även innebära att risken för eventuell negativ påverkan på underfamiljen Chironominae kunde uteslutas liksom risken för att fåglar störs av ett fåtal lågt flygande helikoptrar per säsong. 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 turismnäringen 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.....	6
1.4	Utförande av bekämpning	7
2	Berörda Natura 2000-områden	9
3	Bedömning av bekämpningens miljökonsekvenser	13
3.1	Effekter av Bti på myggor	13
3.2	Effekter av Bti på övrig fauna.....	14
3.2.1	Potentiella effekter på Chironomidae (fjädermyggor)	14
3.2.2	Potentiella effekter på kräddjur	16
3.2.3	Potentiella effekter på mikroorganismer	17
3.2.4	Potentiella effekter på vertebrater	17
3.3	Ekologiska effekter av bekämpningen med BTI	18
3.3.1	Akvatiska näringsvävar	18
3.3.2	Terrestra näringsvävar.....	19
3.3.3	Ekosystemeffekter.....	20
3.4	Bti-ackumulering i organismer och miljö	21
3.5	Gödningseffekter av bekämpningen.....	23
3.6	Häckande fåglar och helikopterstörning	23
3.6.1	Havsörn (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	24
3.6.2	Fiskgjuse (<i>Padion haliaetus</i>)	24
3.6.3	Sångsvan (<i>Cygnus cygnus</i>)	25
3.6.4	Trana (<i>Grus grus</i>).....	26
3.6.5	Storlom (<i>Gavia arctica</i>).....	27
3.6.6	Vitryggig hackspett.....	27
3.7	Kumulativa miljöeffekter	29
3.8	Uppgifter som krävs för att påvisa eventuell påverkan	29
3.9	Kvantifierad bedömning av bekämpningens påverkan.....	30
3.10	Kompensatoriska åtgärder.....	32
4	Natura 2000-områden och påverkan av planerad myggbekämpning	32
4.1	Berörda prioriterade naturtyper	33
4.2	Berörda skyddsvärda arter	33
4.3	Berörda skyddsvärda fåglar	33
4.4	Angränsande Natura 2000-områden	34
5	Åtgärder för att förebygga och följa upp eventuell påverkan	34
5.1	Förebyggande åtgärder	34
5.2	Uppföljning av eventuell påverkan	36
5.2.1	Preliminära resultat av egenkontrollprogrammet 2012-2017.....	37
6	Alternativa bekämpningsmetoder inklusive nollalternativet	38
6.1	Bekämpning genom miljöförändring	38
6.1.1	Bekämpning genom ändrad hydrologi	38
6.1.2	Bekämpning genom ändrad marktopografi.....	39
6.2	Kemisk bekämpning.....	42
6.3	Mekanisk bekämpning.....	42
6.4	Bekämpning genom spridning av sterila hannar.....	43
6.5	Personligt skydd.....	43
6.6	Nollalternativet.....	44
7	Refererad litteratur	45
	APPENDIX.....	55

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 och hur många generationer de har under en sommar (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 medan skogsmyggor bara har en generation per säsong.

Översvämningsmyggor, främst *Aedes sticticus* (Figur 1), är målarter för bekämpningsinsatserna i Nedre Dalälvens översvämningsområden. Dessa stickmyggor lägger ägg på fuktig mark och äggen överlever i många år vilket över tiden 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. Larverna äter närmast kontinuerligt dygnet runt, utvecklas snabbt och beroende på temperatur så lämnar de 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.

Nedre Dalälven domineras av översvämningsmyggor och förutom den vanligaste arten *Aedes sticticus* förekommer även *Aedes vexans*, *Aedes cinereus*, *Aedes rossicus*, *Aedes nigritus*, *Aedes caspius* och *Aedes dorsalis* (3). De tre förstnämnda arterna förekommer 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.

1.2 VAL AV BEKÄMPNINGSMEDEL

Bekämpning av översvämningsmyggor genomförs med det biologiska bekämpningsmedlet VectoBac G® som är riktat mot larverna och 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 *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) med en mycket specifik och komplicerad verkningsmekanism (se också 3.1). Bakterien Bti odlas i stora behållare, torkas och mals till pulver. Detta bakteriepulver klibbas fast på små bitar av majscolvens 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 trädskronor, buskar och gräs för att nå vattenytan och pölar i markplanet. När granulaten landar på vattenytan (Figur 2) 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 4889). Vi avser att använda VectoBac G® i doseringen 12 +/- 2 kg/ha (10 – 14 kg/ha).

1.3 RAMOMRÅDEN FÖR BEKÄMPNING

I nu aktuell ansökan söker vi för att årligen (år 2020, 2021 och 2022) kunna utföra bekämpning inom ett ramområde på totalt 12 543 ha i sju kommuner (Tabell 1, Figur 5). Behovet varierar i relation till översvämningsarnas antal och omfattning och som mest kan det under ett år behövas fyra insatser under maj till augusti. Det maximala årsbehovet av VectoBac G® beräknas till 198 000 kg.



Figur 2. VectoBac G® på vattenytan i ett temporärt översvämmat område.

Tabell 1. Omfattning av planerade ramområden för stickmyggbekämpning per län och kommun under 2020-2022

Län	Kommun	Kommunvis fördelning ytor (ha)	Länsvis fördelning ytor (ha)
Dalarna	Avesta	699	699
Västmanland	Sala	1 013	1 013
Gävleborg	Sandviken	3 883	
Gävleborg	Gävle	2 309	6 192
Uppsala	Heby	3 169	
Uppsala	Tierp	1139	
Uppsala	Älvkarleby	331	4 639
		Totalt 12 543	Totalt 12 543

Av dessa 12 543 ha ligger 5 973 ha inom delar av 20 Natura 2000-områden (se 2. Berörda Natura 2000 -områden samt Appendix) och för dessa områden beräknas det maximala årsbehovet av VectoBac G® till 122 900 kg.

De sökta ramområdena för 2020-2022 skiljer sig bara marginellt från de sökta ramområdena 2019. Vid Djupströmmen, Untra (Tierps kommun, Uppsala län) ändrades och utökades ramområdet efter erfarenheter från 2019. Utökningen inkluderar Natura 2000-område Båtfors samt ett nytt Natura 2000-område, Kvarnön. Några mindre ytor utanför Natura 2000-områden togs bort i ansökan eftersom ingen bekämpning har behövts de senaste 15 åren.

1.4 UTFÖRANDE AV BEKÄMPNING

Från mitten av april till slutet av augusti följer vi dagligen variationerna i Dalälvens flöden och vattenstånd samt tolkar prognoser om nederbörd och tillrinning för att kunna vara på plats tidigt vid översvämning. När det blir översvämning åker vi först ut för att få en överblick över situationen. Baserad på översvämningens omfattning och antal översvämningssmygglarver per liter vatten gör vi sedan en bedömning om bekämpningsbehovet. För att få bekämpa krävs det enligt tidigare års beslut 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 3)

Vi mäter också in den aktuella vattenlinjen med en GPS och analyserar informationen i ett geografiskt informationssystem (GIS) tillsammans med vår högupplösta digitala höjdmodell. Analyserna hjälper oss att identifiera de delar av översvämmade områden som producerar larver av översvämningsmyggor. Med kunskap om var larverna finns tar vi fram kartunderlag 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 4). 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.



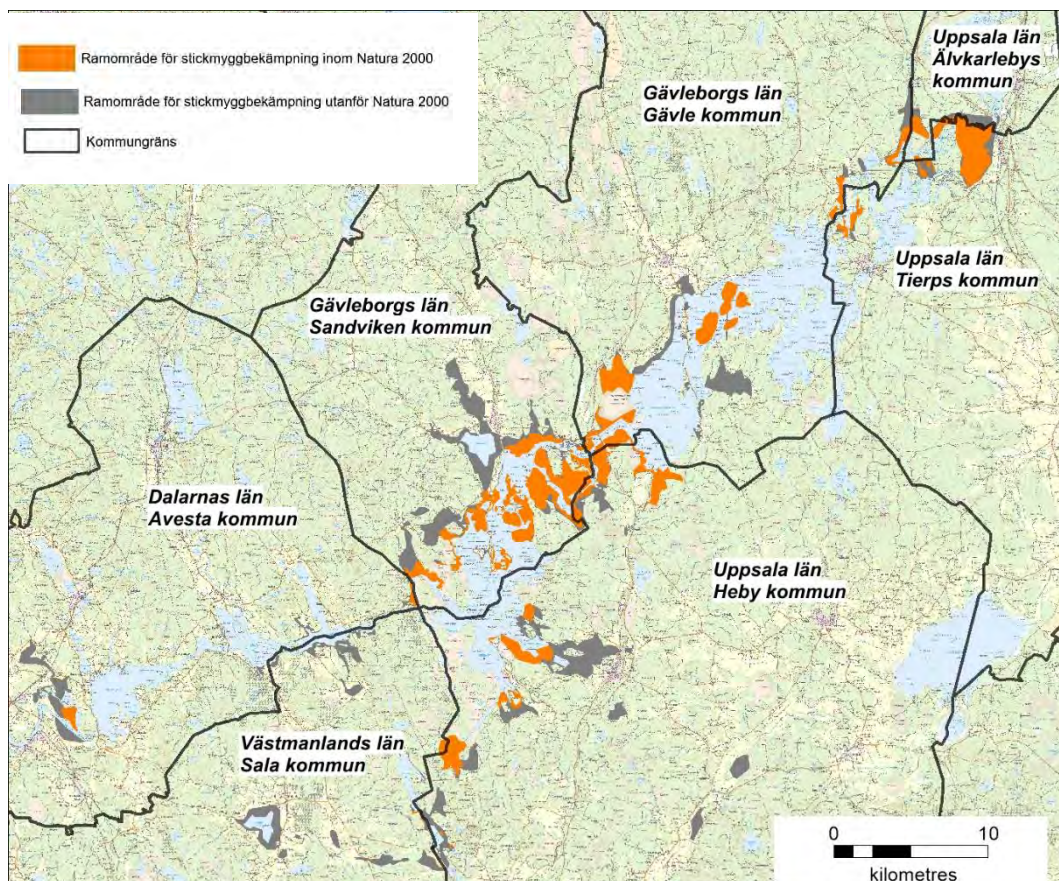
Figur 3. Dipper med stickmygglarver



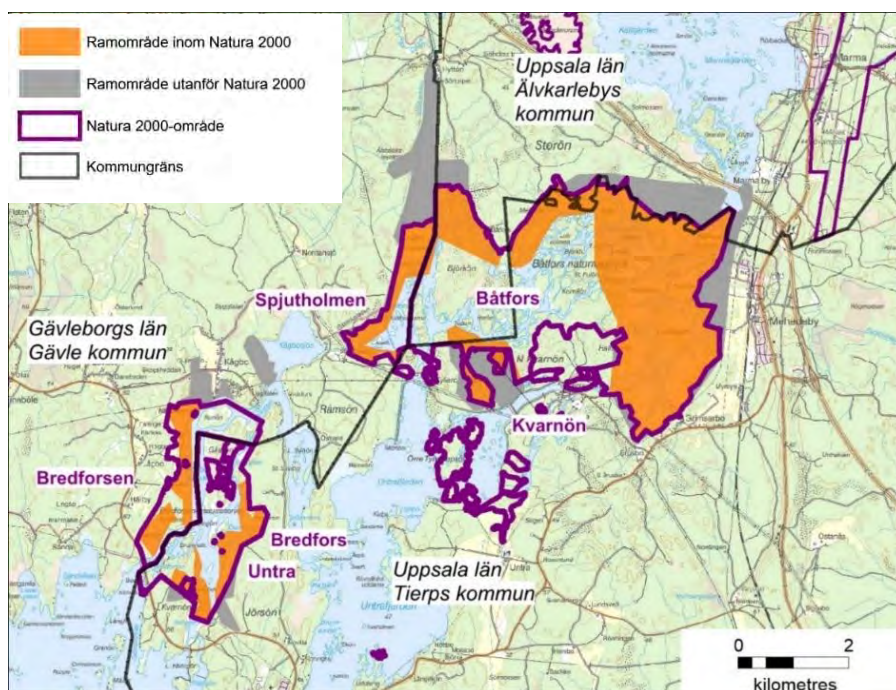
Figur 4. Helikoptern byter spridarutrustning

2 BERÖRDA NATURA 2000-OMRÅDEN

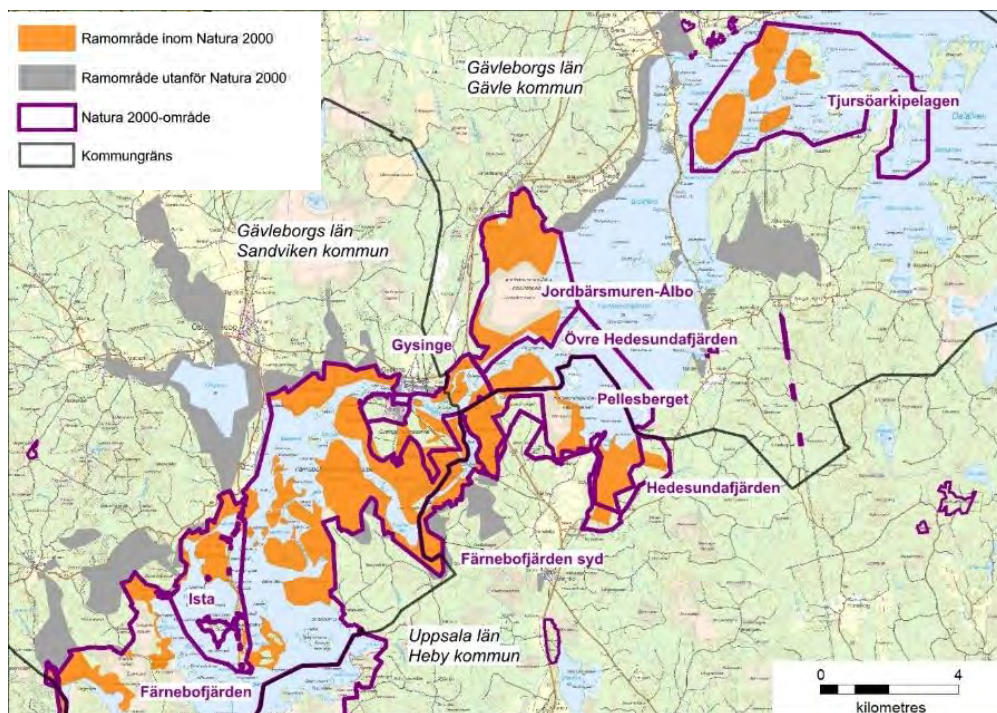
Totalt inkluderas delar av 20 Natura 2000-områden i de sökta ramområdena för stickmyggbekämpning (Tabell 2, Figur 5-9), totalt 5973 ha. Dessa Natura 2000-områdena är Båtfors (SAC, SPA), Bredfors (SAC), Untra (SPA), Kvarnön (SAC), Hedesundafjärden (SPA), Pellesberget (SAC) och Östa (SAC) i Uppsala län; Färnebofjärden syd (SAC, SPA) och Hallaren (SPA) i Uppsala och Västmanland län, Kungsgårdsholmarna (SAC) och Färnebofjärden nordväst (SAC) i Dalarna län; och Jordbärsmuren-Ålbo (SAC, SPA), Spjutholmen (SAC, SPA), Hedesunda (SPA), Bredforsen (SAC), Tjursöarkipelagen (SPA), Övre Hedesundafjärden (SAC, SPA), Färnebofjärden (SAC, SPA), Ista (SAC, SPA) och Gysinge (SAC, SPA) i Gävleborgs län.



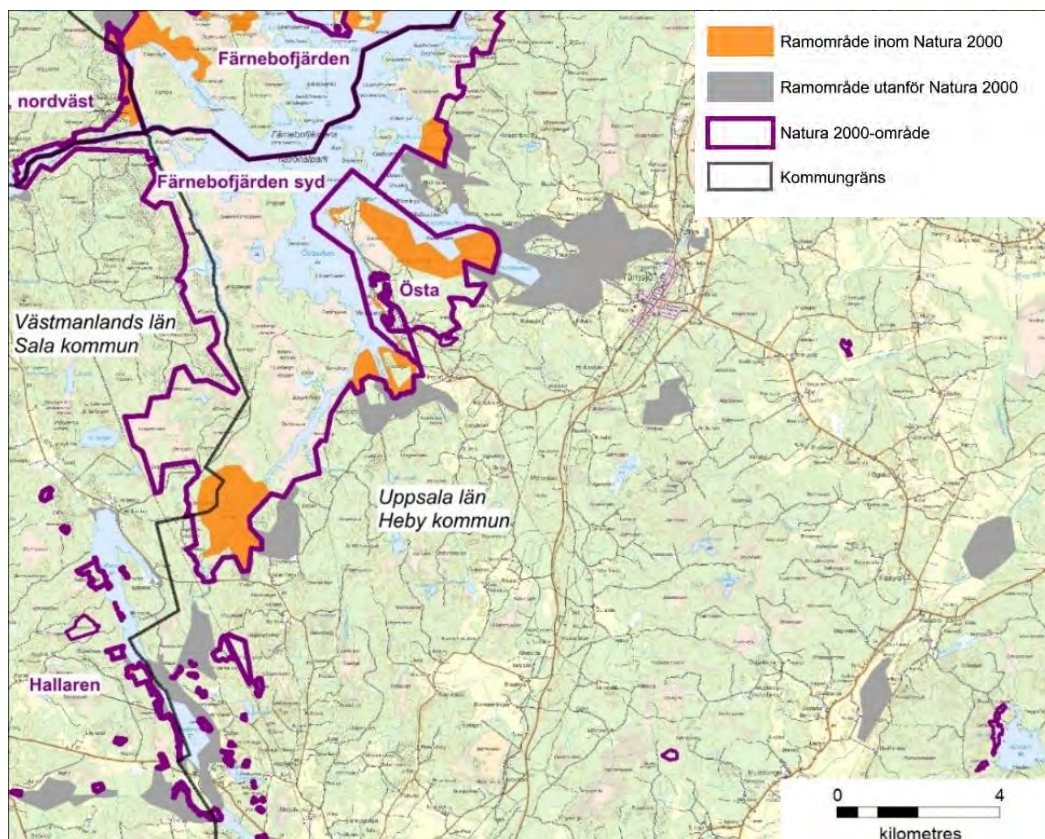
Figur 5. Översikt över alla sökta ramområden i fyra län och 7 kommuner vid Nedre Dalälven



Figur 6. Planerade ramområden för bekämpning av översvämningsmyggor i delar av Uppsala och Gävleborgs län



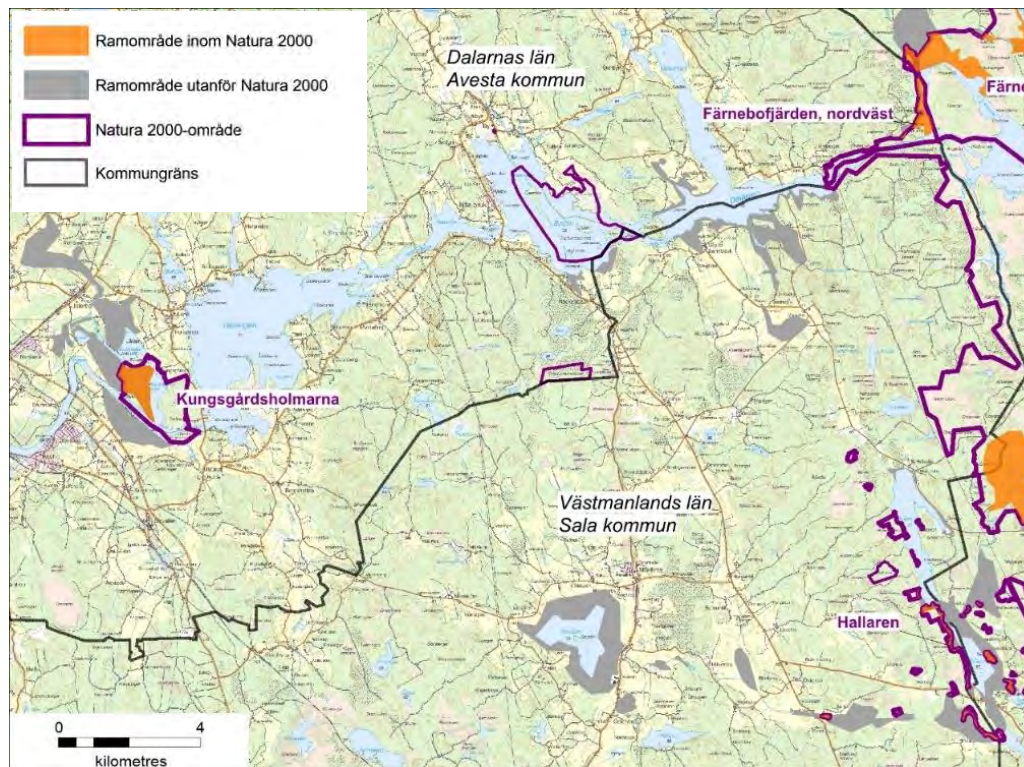
Figur 7. Planerade ramområden för bekämpning av översvämningsmyggor i delar av Gävleborgs och Uppsala län



Figur 8. Planerade ramområden för bekämpning av översvämningsmyggor i delar av Uppsala län

Tabell 2. Omfattning av planerade ramområden för stickmyggbekämpning per Natura 2000-område

Natura 2000- område	Områdeskod	Län	Areal Natura 2000 (ha)	Ramområde för bekämpning (ha)
Båtfors	SE0210008	Uppsala	1573	966
Bredfors	SE0210240	Uppsala	347	102 (varav 97 överlappar med SE0210241)
Untra	SE0210241	Uppsala	458	97 (överlappar med SE0210240)
Kvarnön	SE0210320	Uppsala	20	9
Hedesundafjärden	SE0210366	Uppsala	1296	473 (varav 409 överlappar med SE0210367)
Pellesberget	SE0210367	Uppsala	931	418 (varav 409 överlappar med SE0210366)
Färnebofjärden syd	SE0210368	Uppsala, Västmanland	5237	566
Östa	SE0210369	Uppsala	958	275
Hallaren	SE0250171	Uppsala, Västmanland	163	29
Kungsgårdsholmarna	SE0620160	Dalarna	300	85
Färnebofjärden; nordväst	SE0620234	Dalarna	413	40
Jordbärsmuren-Ålbo	SE0630153	Gävleborg	989	474
Spjutholmen	SE0630154	Gävleborg	154	103
Hedesunda	SE0630186	Gävleborg	243	92 (identiska med SE0630187)
Bredforsen	SE0630187	Gävleborg	222	92 (identiska med SE0630186)
Tjursöarkipelagen	SE0630188	Gävleborg	1875	450
Övre Hedesundafjärden	SE0630189	Gävleborg	598	122
Färnebofjärden	SE0630190	Gävleborg	5087	1738
Ista	SE0630191	Gävleborg	728	232
Gysinge	SE0630192	Gävleborg	471	208



Figur 9. Planerade ramområden för bekämpning av översvämningsmyggor i delar av Dalarnas och Västmanlands län

3 BEDÖMNING AV BEKÄMPNINGENS MILJÖKONSEKVENSER

3.1 EFFEKTER AV BTI PÅ MYGGOR

Bti är en aerob saprofyttisk jordbakterie med omfattande geografisk utbredning över stora delar av världen. Bti förekommer naturligt även i Dalälvsområdet (4). Den aktiva beståndsdelen är ett pretoxin som förekommer i form av svårslösliga proteinkristaller producerade av bakterien Bti (5). 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 känsliga mot Bti (5). 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 (6–9). Vid mycket kraftigt ökad dos kan Bti även vara toxiskt för ytterligare ett par mygghfamiljer som förekommer i våtmarker (10–15).

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

3.2 EFFEKTER AV BTI PÅ ÖVRIG FAUNA

Bti påverkar inte övriga evertetrater 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 (hoppstjärter), Coleoptera (skalbaggar), Odonata (trollsländor), Trichoptera (nattsländor), Heteroptera (skinnbaggar) samt Ephemeroptera (dagsländor) (16). Ingen påverkan av sådana mängder Bti har observerats hos mollusker (sniglar, snäckor och musslor), maskar, kräftdjur eller andra evertetrater (16–20). Dykarskalbaggar har inte visat sig känsliga för Bti (16,21,22). 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 (23).

Nedan diskuteras möjliga effekter på den viktigaste gruppen av icke-målorganismer, familjen Chironomidae (fjädermyggor) där flera nya studier har tillkommit de senaste åren, samt nyare publicerade studier om potentiell effekt på grodor och andra organismer.

3.2.1 POTENTIELLA EFFEKTER PÅ CHIRONOMIDAE (FJÄDERMYGGOR)

Familjen Chironomidae förekommer i stora mängder i många akvatiska och terrestra miljöer och utgör generellt en viktig födoresurs för både vattenlevande och markbundna rovdjur (24–26). Vissa underfamiljer, till exempel underfamiljen Chironominae, har visat känslighet för förhöjda nivåer av Bti (6–9,27,28) och detta gör att Chironomidae och främst underfamiljen Chironominae hamnar i fokus för att bedöma påverkan av stickmyggbekämpning med Bti på icke-målarter.

Laboratoriestudier och studier med fjädermyggor genomförda under kontrollerade förhållanden har visat på hög känslighet för Bti (8,16,27). Dessa resultat bör beaktas med viss försiktighet eftersom det är underförstått att den biotiska, abiotiska, rumsliga och temporala dynamiken i ett ekosystem minskar effektiviteten av Bti (29,30).

Några artiklar från en tysk forskargrupp har publicerats de senaste åren som visar på effekter av stickmyggbekämpning med Bti i tyska Rhendalen på fjädermyggor.

Under 2017 publicerades en studie där man i ett labbförsök visade att fjädermygglarver av arten *Chironomus riparius* var mycket känsligare för Bti i första och andra larvstadiet än i tredje och fjärde larvstadiet (31). Författarna drar slutsatsen att risken för fjädermyggor vid användning av Bti mot stickmyggor är underskattad. Det är ingen direkt överraskning att små fjädermygglarver 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 egenkontroll-program fyller alltså en väldigt viktig funktion och visar på betydelsen av att utföra uppföljning över lång tid med samma upplägg i samma områden. Det kan tilläggas att den testade arten *Chironomus riparius* inte har hittats vid Nedre Dalälven (32).

Under 2017 publicerades också en studie där man tittade på fjädermygg-diversitet och ändringar i artkompositionen i våtmarker med stickmyggbekämpning i Rhendalen (33). Där hittade man enbart mindre signifikanta effekter av Bti-bekämpningen på artkompositionen.

Nästa två studier publicerades 2019 och där lyfter författarna fram signifikanta effekter av Bti-bekämpning i olika typer av studier (30,34). Allgeier et al. 2019 (34) såg signifikanta effekter med minskat antal fjädermyggor i både mesokosmos-, semi-fält- och fältstudier. Theissinger et al. 2019 (30) 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 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 (34). Exempelvis bekämpas översvämningsvåtmarkerna längs floden Rhen i Tyskland i genomsnitt fem gånger per säsong (35) 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 (29). Resultaten visade varken några signifikanta abundanseffekter på alla chironomider, eller på underfamiljer, tribes eller släkten. Även diversitet och artsammansättning hos Chironomidae var utan signifikant

påverkan av stickmyggbekämpningen. I Österrike används samma produkt för helikopterbaserad bekämpning och samma dosering som i Sverige.

Eventuell påverkan av Bti på icke-mål organismer har även studerats under flera år i områden vid den franska Atlantkusten och i denna studie påvisades inte några negativa effekter på icke-mål organismer inklusive fjädermyggor (36). En viktig del av studien var att undersöka effekter under kort och lång tid (7 år) på de evertetrater som är viktig föda för fåglar. Slutsatsen var att ingen av dessa evertetrater påverkades av Bti-baserad bekämpning av stickmyggor (17,37). En detaljerad studie av två chironomidarter, utförd i södra Frankrike, fann inga negativa effekter av Bti vid rekommenderad dos (38)

Långtidsstudier av insektsfaunan i översvåmningsområden 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 (32,39–41). 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 (32,41). De senaste preliminära resultaten av egenkontrollen i Nedre Dalälven redovisas på sidan 367 under 5.2.1 Preliminära resultat av egenkontrollprogrammet 2012-2017.

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 (21) men en kompletterande studie på ytterligare två år kunde inte styrka dessa slutsatser (22,42). Det finns flera potentiella förklaringar för denna markanta skillnad och den troligaste är en felbedömning av den översvåmnade ytan med en rejäl överdosering av Bti som följde under de första tre åren.

3.2.2 POTENTIELLA EFFEKTER PÅ KRÄFTDJUR

I en studie i Frankrike undersökte man effekten av Bti på *Daphnia pulex* i mikrokosmos-experiment (19). 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 arten *Daphnia magna* (20).

Spanska forskare samlade in små kräftdjur (*Tropocyclops prasinus*, *Acanthocyclops americanus*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Chydros sphaericus*, *Daphnia pulex*), placerade dem i kemiskt rent vatten och exponerade dem för höga till extremt höga koncentrationer av Bti (43). 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 liksom partiklar i naturligt vatten binder en hel del Bti, så 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.

3.2.3 POTENTIELLA EFFEKTER PÅ MIKROORGANISMER

Stickmygglarver äter stora mängder protozoer och bakterier och en reduktion av mängden stickmygglarver i temporära våtmarker genom Bti-bekämpning har visat sig ha positiva effekter för protozoerna (44). Densiteten av protozoer ökade med faktor 4.5 och artrikedomen ökade med 60% i experimentområden där stickmygglarverna slogs ut med Bti jämfört med obekämpade områden.

I en långtidsstudie på 5 år i Camargue har man däremot inte hittat några effekter av Bti-bekämpningen på fytoplanktons densitet och diversitet (45). Man kom fram till att ändringar i fytoplanktons sammansättningar mest styrdes av miljön och den ekologiska komplexiteten i temporära våtmarker.

3.2.4 POTENTIELLA EFFEKTER PÅ VERTEBRATER

Två studier från 2018 och 2019 har undersökt effekten av Bti på *Rana temporaria* (vanlig groda) men fått motsatta resultat. Allgeier et al. 2018 (46) såg inga signifikanta effekter av Bti-bekämpning på överlevnaden, utvecklingstiden och storlek av grodyngel. 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* (47). Den tredje biomarkören används för att upptäcka neurotoxiska egenskaper. Allgeier et al. 2018 (46) hittade en signifikant ökning för alla tre biomarkörer. Detta tolkade författarna som en hälsofara för grodyngeln i denna känsliga utvecklingsfas.

Studien av Schweizer et al. 2019 (48) 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 hälsotillståndet eller utvecklingen av grodyngel. Schweizer et al. 2019 (48) påpekar också att Allgeier et al. 2018 (46) genomförde sina experiment i högre temperatur än vad som tolereras av *Rana temporaria* vilket är olämpligt i en studie om biokemisk stress-respons.

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 (49). Dessa misstankar har motiverat omfattande tester av patogenicitet hos olika stammar av *Bacillus thuringiensis* (inklusive Bti) för däggdjur. Varken råttor eller volontärer som åt 2×10^{12} respektive 3×10^9 bakteriesporer per kg kroppsvikt under fem dygn visade några sjukdomstecken (50). 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) (51). 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 (51). Denna slutsats stöds av forskningsresultat från oberoende grupper i andra länder (52,53) samt referenser i (54). 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 (55,56) men det ännu inte klarlagt om så verkligen är fallet.

3.3 EKOLOGISKA EFFEKTER AV BEKÄMPNINGEN MED BTI

Generellt är varken akvatiska eller terrestra predatorer beroende av stickmyggor som föda. 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 betydelsefulla som föda för fåglar och fladdermöss, och andra Nematocera som produceras i de temporära våtmarkerna minskar inte som en följd av den aktuella bekämpningen. Det förekommer också år utan översvämningsmyggor på våren och sommaren och därmed ingen produktion av översvämningsmyggor av naturliga orsaker.

3.3.1 AKVATISKA NÄRINGSVÄVAR

Det förekommer inga predatorer specialiserade på översvämningsmyggornas larver som födoresurs. Detta beror på att dessa stickmygglarver lever i temporära vattensamlingar där predatorerna anländer efter 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 skraddare kan ta stickmyggornas puppor när de ligger stilla i vattenytan för att kläckas (57–59). 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 (60–64).

I ett vidare perspektiv kan man fundera på hur pass beroende dykarskalbaggar är av översvämningsmyggornas larver. Dessa stickmygglarver förekommer bara under en kort tid i samband med översvämningsperioder, vilket gör det svårt för predatorer att anpassa sin livscykel till den oregelbundna förekomsten. Studier av dykarskalbaggar 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 (40). Dykarskalbaggar kan snarare anpassa sig efter skogsmyggorna, som dykarna i artiklarna av Nilsson 1986 (65) och Nilsson & Svensson (66), 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.

3.3.2 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 (57,67–71). 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 (72) 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 åter stora mängder "mygg" som syftar detta vanligtvis på fjädermygg (69,73)(<http://www.fladdermus.net/fakta/>).

Författarna av en artikel om hussvalor, i byar nära våtmarker där stickmygg bekämpas med Bti, skriver att häckningsframgången minskade signifikant på grund av bekämpningen (73). 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). Därför lämnas utrymme för flera andra tolkningar än de som gjorts av författarna. Poulin et al. 2010 (73) borde ha identifierat Nematocera till familj om de önskade uttala sig om att familjen stickmyggor utgör någon betydande del av svalornas diet. I en senare publicerad artikel (74) 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. 2010 (73). Dock ser vi fortfarande ett antal frågetecken angående studierna från Poulins forskargrupp.

Denna franska forskargrupp rapporterar även att artdiversiteten hos trollsländor reducerats kraftigt och signifikant i områden där Bti användes i Camargue (75). 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. Sammantaget indikerar deras forskning om indirekta ekologiska effekter av Bti-användning mot stickmyggor i Camargue 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 (37).

Insektätande fladdermöss tar i huvudsak byten i relation till deras relativa förekomst i miljön, men även i relation till kroppsstorlek och näringsinnehåll (76). 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 (76). Inga av fladdermusarter vid Nedre Dalälven väger under 7 gram (<http://www.fladdermus.net/flmoman.html>).

Forskargruppen i Australien har också studerat habitatval hos fladdermusarten *Vespadelus vulturnus* och fann att den under februari 2010 valde att jaga efter insekter i "saltmarsh" medan det inte var någon skillnad i habitatval under mars samma år (77). 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 2000 (69) undersökte fladdermusarterna *Myotis daubentonii* och *Pipistrellus nathusii*, i översvåmningsvåtmarker i tyska Rhendalen. De tyska forskarna observerade för båda arter en säsongsmässig variation i födan som visar på ett opportunistiskt födoval, samt att de föredrog insekter som svärmar. Stickmyggor kunde bara påvisas i fladdermössens föda i enstaka fall medan Chironomidae och Trichoptera stod för de största delarna i näringsanalysen.

3.3.3 EKOSYSTEMEFFEKTER

I en studie av Statens lantbruksuniversitet (SLU) på uppdrag av Naturvårdsverket (78) använde man metoden med påvisning av stabila isotoper för att utreda effekten av VectoBac G® på näringsvävar i områden med och utan stickmyggbekämpning. Resultaten visar ökad förekomst av N¹⁵ hos hornkvalster och kärrspindel vilken kan tolkas som att dessa organismer står på en högre trofisk nivå i behandlade områden. Författarnas tolkning av sina resultat är att näringsväven i behandlade områden är något mer komplext än i obehandlade. 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 ge de små funna skillnaderna i

trofiska nivåer. Studien har inte påvisat någon förändring över tid. Dock en liten skillnad mellan områdena, som kanske delvis kan förklaras av områdenas geografiska lägen. 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 2015 (78) och Naturvårdsverket att resultaten är svårtolkade avseende eventuell ekologisk betydelse av olika isotopflöden i ekosystem. McKie et al 2015 (78) 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.

3.4 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 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 halveringstiden 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 extrem 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 (79,80). Men experimentella studier av kolonisationsförmåga hos *Bacillus thuringiensis*-stammar för lövytor visade att de aldrig uppnådde tillnärmelsevis så täta populationer som kända epifytiska bakterier (81). 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 (4). 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 bakgrunds nivån 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 (82). Ytterligare en komplikation är att Bti ingår i *Bacillus cereus* gruppen av närstående och svårskiljbara bakteriéstammar. 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 bakteriéstammar (83). 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 (84). 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.

Länsstyrelsen i Gävleborgs län har fört fram frågan om Bti kan ackumuleras i mark och sediment. En sådan ackumulering av 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 provtagning för sediment.

Spridning av Bti för kontroll av stickmygglarver sker endast över grunda och vegetationsrika områden med stillastående vatten. Erfarenheter efter många års arbete på plats i dessa specifika marker under olika faser av översvämning visat att varken vid stigande eller vid sjunkande vattennivåer förekommer någon vattenström eller annan sidledes vattenrörelse i dessa gräsmarker. Men 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, men detta ger 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 chironomid-larver 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.

3.5 GÖDNINGSEFFEKTER AV BEKÄMPNINGEN

Spridning av VectoBac G® i översvämningsvåtmarker medför ingen betydande näringsämbesbelastning 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. Rapporten av McKie et al 2015 (78), beställd av Naturvårdsverket, tar upp gödningsproblematiken med användningen av VectoBac G® och även frågan om "kvarvarande mygglarvlik". 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 mygglarvlik motsvarar att 0,32 g kol och 0,07 g kväve per ha inte transporterats bort med flygande stickmyggor. Alltså kan eventuella kvarvarande mygglarvlik 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 (85) och de kom fram till att 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 förändra 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.

3.6 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. För en detaljerad generell diskussion om störning av fåglar se vår tidigare MKB (86).

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 vittryggig 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.

3.6.1 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 (87) 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 hoverar 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 halv vuxen unge. Det kan därför konstateras att havsörnarna lyckats med häckningen och att den överflygande helikoptern inte orsakat någon allvarlig störning.

3.6.2 FISKGJUSE (PADION HALIAETUS)

Fiskgjusens känslighet för störning vid boplatsen varierar mellan mycket känslig till relativt okänslig. Störningskänslighet för båtar studerades i flera områden (88). 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 (89) visade att avverkning inom 500 m kan störa häckande fiskgjusar, men Melo (90) 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.

3.6.3 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 (91).

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 Laggårboån (Österfärnebo) 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

3.6.4 TRANA (*GRUS GRUS*)

Tranan ökade i antal senaste decenniet i främst södra och mellersta Sverige där den etablerat sig i så gott som alla lämpliga miljöer (91). 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 (Bylin 1993a, 1993b).

Boet läggs alltid oåtkomligt, omgärdat av vatten, långt ut bland gungfly, på sumpiga stränder, i alsumpskogar, osv (92–94). 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 dygnet, men därefter rör sig hela familjen i regel för långt borta från boet för att kunna övernatta där (92,93). 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 (Engström 2007). 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 Laggårbo. 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 översvänningsvåtmarker. 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.

3.6.5 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 spolerad 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.

3.6.6 VITRYGGIG HACKSPETT

Den vitryggiga hackspetten (*Dendrocopus leucotos*) är akut hotad i Sverige vilket beror av 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 svenska vitryggiga hackspettar för en mindre bullrig helikopter 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 (Critically Endangered, CE) i nationella röd-listan 2010 (95). 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 (96). 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 lövvved (96,97).

Artens extrema specialisering på vedlevande insekter, främst larver av långhorningar (familjen Cerambycidae), innebär att den vitryggiga hackspetten är helt beroende av tillräckligt stora skogsområden av blandskog med hög andel lövträd (98,99). 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 barrmonokultur under samma tidsperiod (99). Under perioden 1970-1982 uppskattades populationen till ca 100 par för att till 1984 vara nere på ca 50 par (96). Fram till 2011 hade den häckande populationen i Sverige minskat till tre par (99). Den primära orsaken till den vitryggiga hackspettens kraftiga tillbakagång är det senaste århundradets storskaliga förändringar av skogslandskapet (96,97,100,101). 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 (98) 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 (102) 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 hannen 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 (96). Bobygandet initieras i mars eller april och ungarna lämnar vanligen boet i slutet av maj eller i början av juni (98). 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 (103,104).

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 (105). 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 boplatzen. Den amerikanska militärhelikoptern är betydligt större och mycket bullriga än den helikopter som används för spridning av VectoBac G® vid Dalälven. 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 vid Nedre Dalälven.

3.7 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 Nedre Dalälven är påverkade av mänskliga aktiviteter som vattenkraft, annan vattenreglering, dikning, skogsbruk, jordbruk och såväl enskilda som kommunala avlopp. Vattenreglering av olika utformning och orsaker har mycket kraftigt påverkat växt- och djurlivet i flertalet av områdets våtmarker exempelvis kring Hedesundafjärden. Ökad näringsbelastning har i flera områden medfört tillväxt av vass som i en del fall kraftigt ändrat strandlinjen och minskat tidigare befintliga vattenytor exempelvis vid Ista, Laggårbo och Fängsjön. Igenväxning av vass i näringsbelastade områden, förbuskning av våtmarker som tidigare tvingades tillbaka till ett tidigt successionsstadium av mänsklig aktivitet som älvängsslåtter, invandring av gran som tidigare hindrades av återkommande översvämningar, samt den inverkan som vattenreglering har på områdets fiskfauna är några exempel på existerande miljöbelastning i området. Till detta kan läggas störning från motorbåtar, kanoter, vandrare, skidåkare, fiskare, jägare, fågelskådare och så vidare. Tidigare användes området ofta som övningsområde för militärt jaktflyg, men denna aktivitet har starkt avtagit under senare år. Dock förekommer civila flygplan och helikoptrar av och till inom hela området.

3.8 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. Senaste forskningsresultat samt resultat från var egenkontroll (Se kapitel 5.2.1) visar att en möjlig effekt kan ses på underfamiljen Chironominae inom familjen Chironomidae.

Vi har redan sedan länge ett egenkontrollprogram för icke-målorganismer som också är godkänt av samtliga operativa tillsynsmyndigheter och som kan påvisa små potentiella effekter. Eftersom vi på eget bevåg identifierat Chironomidae vidare till underfamilj kunde vi upptäcka eventuella effekter på den känsliga underfamiljen Chironominae. Dessutom inventeras årligen hela det aktuella ramområdet för aktiva häckningar av fem arter av storfåglar.

3.9 KVANTIFIERAD BEDÖMNING AV BEKÄMPNINGENS PÅVERKAN

De potentiella ekologiska effekterna av bekämpning med VectoBac G® kan, enligt ovanstående redovisning, summeras i följande fyra punkter;

- 1) Spridningen av VectoBac G® utgör en möjlig näringsbelastning
- 2) VectoBac G® kan innebära en direkt påverkan på icke-målorganismer
- 3) Reduktion av mängden larver av översvämningsmyggor kan potentiellt påverka näringsväven i kortvarigt översvämmad våtmark
- 4) Bekämpningen innebär en möjlig störningsfaktor för häckande storfåglar

Vår kvantifiering utgår från samtliga fyra punkter som sammanfattar de potentiella ekologiska riskerna. Punkterna 1-3 påverkas direkt av doseringen av VectoBac G®, men punkten 4 är bara delvis oberoende av dosering (kräver fler flygtimmar vid större mängd material). Med utgångspunkt från Räddningsverkets handbok om riskbedömning (106) så använder vi en kvantitativ metod för riskvärdering som bygger på publicerade studier, expertutlåtanden och empiriska data från genomförda uppföljningsstudier i den aktuella miljön. Risken för ekologiska effekter, av Bti-baserad bekämpning av stickmygglarver genom spridning av VectoBac G® från helikopter över temporärt översvämmade områden, är produkten av sannolikheten för att det skall inträffa sådana effekter och de ekologiska konsekvenserna. Den kvantitativa riskbedömningen bygger därför på formeln $\text{Risk} = \text{sannolikhet} \times \text{ekologisk konsekvens}$ (106).

Sannolikhet för att negativa ekologiska effekter skall inträffa i närmiljön kvantifieras från *"0=ingen sannolikhet för att negativa ekologiska effekter skall inträffa"* till *"5=mycket hög sannolikhet för att sådana effekter skall inträffa"* (Tabell 3). Betydelsen av potentiella negativa ekologiska konsekvenser i närmiljön kvantifieras från *"0=de ekologiska konsekvenserna har ingen betydelse"* till *"5=de ekologiska negativa konsekvenserna är mycket omfattande och allmänna"* (Tabell 4).

Bedömningen av sannolikhet utgår från publicerade studier, expertutlåtanden och empiriska data från genomförda uppföljningsstudier i den aktuella miljön visar att sannolikheten är *"ingen"* eller *"mycket låg"* för att VectoBac G® spridd från helikopter skall orsaka någon negativ ekologisk effekt vid den dosering som används för bekämpning av stickmygglarver. Sannolikhetsbedömningen tar dock ingen hänsyn till storleken eller omfattningen av ekologiska effekter.

Bedömningen av konsekvens utgår från publicerade studier, expertutlåtanden och empiriska data från genomförda uppföljningsstudier i den aktuella miljön visar att den förväntade negativa konsekvensen av att från helikopter sprida den dos som är avsedd för stickmygglarver är *"ingen"* till *"obetydlig och lokal"*. Bedömningen av konsekvens tar dock ingen hänsyn till sannolikheten för att det skall inträffa negativa ekologiska konsekvenser.

Den kvantitativa riskbedömningen enligt formeln $\text{Risk} = \text{sannolikhet} \times \text{ekologisk konsekvens}$, ger vid aktuell VectoBac G® dos (12 kg/ha) därför att den kvantitativa risken är 0 till 1 på en skala från 0 till 25 (Tabell 5). Den kvantitativa risken vid användning av

VectoBac G® i dosen 12 kg/ha är därmed mycket låg för att bekämpning med någon sannolikhet skall orsaka någon betydande negativ ekologisk effekt i närmiljön.

Tabell 3. Kvantifiering av sannolikhet för att negativa ekologiska effekter skall inträffa som följd av Bti-baserad bekämpning av stickmygglarver genom spridning av VectoBac G® från helikopter.

Sannolikhet	Beskrivning
0	Ingen
1	mycket låg
2	Låg
3	Medelhög
4	Hög
5	mycket hög

Tabell 4. Kvantifiering av de befarade negativa ekologiska konsekvenserna inom och i närmiljön till de temporärt översvämmade områden där Bti-baserad bekämpning av stickmygglarver utförs genom spridning av VectoBac G® från helikopter.

Konsekvens	Beskrivning
0	Ingen
1	obetydlig och lokal
2	liten och lokal
3	medelstor och regional
4	stor och regional
5	mycket omfattande och allmän

Kvantifiering av ekologisk risk kan också utföras vid förhöjd dos för att förstå vad som exempelvis kan inträffa vid oavsiktlig spridning i samband med en olycka, eller för att få en uppfattning om marginalerna till mer betydande negativa ekologiska effekter.

Vi valde att utföra kvantifierad bedömning av bekämpningens ekologiska effekter för 10 ggr aktuell dos (VectoBac G® 120 kg/ha), vilket kan möjligen reducera abundans av underfamiljen Chironominae. Vår bedömning av sannolikheten för negativa ekologiska effekter vid 120 kg/ha utifrån publicerade studier, expertutlåtanden och empiriska data från genomförda uppföljningsstudier i den aktuella miljön, är att sannolikheten varierar från "låg" för att VectoBac G® spridd från helikopter skall orsaka någon negativ ekologisk effekt. Vår bedömning av den möjliga största ekologiska konsekvensen vid denna 10-faldigt ökade dosering visar att den förväntade negativa konsekvensen är "obetydlig och

lokal" till *"liten och lokal"*, dvs endast en risk för minskad abundans av underfamiljen Chironominae. Produkten av sannolikhet och ekologisk risk är därmed maximalt 4 på en skala från 0 till 25 (Tabell 5). Den kvantitativa risken är därmed låg även för att bekämpning med 10 ggr avsedd dos skall orsaka någon betydande negativ ekologisk effekt i närmiljön.

Sammanställningen av kvantifierad risk (Tabell 5) visar att bekämpning som utförs med aktuell dos leder till en obetydlig risk för negativa ekologiska effekter och att även vid en tiofaldig dos är risken fortfarande obetydlig. Det står således klart att det inte föreligger någon sannolikhet för konsekvenser och därmed inte heller till några betydande negativa konsekvenser till nackdel för miljön vid bekämpning med VectoBac G® i avsedd dos.

Tabell 5. Kvantifiering av risk för negativa ekologiska effekter av Bti-baserad bekämpning av stickmygglarver genom spridning av VectoBac G® från helikopter. Visas för normal dosering om 12 kg/ha samt tiofaldigt ökad dosering.

Dosering	Högsta sannolikhet	Största konsekvens	Bedömd risk
12 kg/ha	1	1	1
120 kg/ha	2	2	4

3.10 KOMPENSATORISKA ÅTGÄRDER

Sammantaget bedöms ingen betydande påverkan på miljön kunna orsakas av den aktuella spridningen av VectoBac G® från helikopter över kortvarigt översvämmade områden inom Nedre Dalälvens Natura 2000 områden, vid bekämpning av översvämningsmyggornas larver.

4 NATURA 2000-OMRÅDEN OCH PÅVERKAN AV PLANERAD MYGGBEKÄMPNING

Informationen om Natura 2000-områden har vi hämtat från Naturvårdsverkets hemsida (<http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Oppna-data/Kartverket-Skyddad-natur/>). Kompletterande information från bevarandeplaner för aktuella områden har hämtats från respektive länsstyrelse. Natura 2000-områden är utpekade enligt art- och habitatdirektivet (SAC-område) och/eller enligt fågeldirektivet (SPA-området).

4.1 BERÖRDA PRIORITERADE NATURTYPER

Med utgångspunkt i art- och habitatdirektivet utpekas prioriterade habitat i SAC-områden. Totalt inkluderas 22 habitat (Appendix A1) i de berörda Natura 2000-områden, men av dessa innehåller enbart 6 habitat områden med förekomst av översvämningsmyggor och som därmed berörs av bekämpningen med VectoBac G®. Som typiska potentiella larvmiljöer för översvämningsmyggor ingår: Fuktängar (kod 6410); svämängar (6450); rikkärr (7230); lövsumpskog (9080), svämlövskog (91E0) och svämädellövskog (91F0). Andra habitat kan ingå i de sökta ramområden men berörs då enbart marginellt av bekämpningen.

Dessa temporärt svämmade habitat påverkas inte av bekämpningen med VectoBac G®. Påverkan skulle kunna ske genom tillförsel av näring som påverkar växtsamhällen, men VectoBac G® har mycket lågt innehåll av lösliga näringsämnen och aktuell dosering medför ingen gödningsrisk. Tillskottet ligger långt under övrig naturlig och antropogen näringstillförsel till våtmarkerna (se också 3.5 Gödningseffekter av bekämpningen).

4.2 BERÖRDA SKYDDSVÄRDA ARTER

Enligt Art- och habitatdirektivet förekommer skyddsvärda insektsarter (aspbarkgnagare, cinnoberbagge, rödhalsad brunbagge, bred gulbrämad dykare), fiskarter (stensimpa, asp), däggdjurarter (lo, utter), mossarter (grön sköldmossa, hårklomossa, platt spretmossa, stamkvastmossa) och en pilväxtart (ävjepilört) i de berörda Natura 2000-områden (Appendix A2).

Av insektsarterna kan enbart bred gulbrämad dykare möjligen förekomma i de översvämningsområden som berörs av bekämpningen med VectoBac G®. Dock föredrar denna dykare större sjöar och dessutom har Bti ingen effekt på dykarskalbaggar (se också 3.2 Effekter av Bti på icke-mål organismer). VectoBac G® har inte heller någon effekt på fiskar, fåglar och däggdjur. Mossor och växter påverkas inte av VectoBac G® eftersom ingen betydande näring tillförs.

4.3 BERÖRDA SKYDDSVÄRDA FÅGLAR

Totalt förekommer 23 skyddsvärda fågelarter enligt fågeldirektivet i de berörda Natura 2000-områdena (Appendix A3). Fåglar påverkas inte direkt av Bti. Möjlig påverkan på fågelarter genom bekämpningen av översvämningsmygg med VectoBac G® kan vara indirekta effekter genom minskade näringsresurser för insektsätande arter, eller störning genom helikopter. Bland de insektsätande fågelarter finns ingen art som är beroende av

stickmyggor och vår bekämpning med VectoBac G® minskar inte förekomst av fjädermyggor eller andra viktiga insekter i näringsväven (se också 3.3 Ekologiska effekter av bekämpningen). Helikopterbuller har inte visat sig ha några negativa effekter på häckningsframgången hos storfåglar eller hackspettar (se också 3.6).

4.4 ANGRÄNSANDE NATURA 2000-OMRÅDEN

Det finns ytterligare tre Natura 2000-områden som angränsar till ramområdena för myggbekämpning. Både Bysjöholmarna-Fullsta (SE0620233), Dalarnas län, om 417 ha och Bysjöholmarna (SE0250033), Västmanlands län, om 12 ha är SAC-områden. Skyddsvärda habitat och arter är samma som i de berörda Natura 2000-områdena och bedöms därför inte påverkas av bekämpning med VectoBac G®.

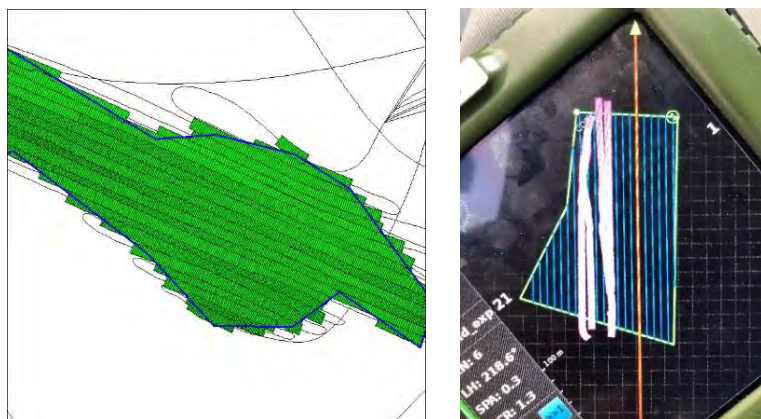
Hade (SE0630193), Gävleborgs län om 4,5 ha är ett SAC-område där det även förekommer habitatet slåtterängar i låglandet (6510). Liksom övriga habitat påverkas slåtterängar inte av bekämpning med VectoBac G®.

5 ÅTGÄRDER FÖR ATT FÖREBYGGA OCH FÖLJA UPP EVENTUELL PÅVERKAN

5.1 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 verkningar 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 inför varje bekämpningsinsats 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 översvåmningsvåtmarker. 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 (107,108). Genom användning av en högupplösande digital höjdm modell som underlag kan vi fokusera bekämpningen till grunda översvåmnade områden (där larver av översvåmningsmyggor förekommer) och undvika spridning över djupare permanent vatten (där larver av Chironominae 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.



Figur 11. Exempel på yta med flygna flygrutter i systemet AgNav och skärmen i helikoptern, bilderna är inte från en bekämpning men från en test av systemet med en påhittad yta.

Det anlitate 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.

Under vår och sommar inventeras de aktiva häckningar av de fem arterna storfåglar i områden som kan bli aktuella för bekämpningsåtgärder under maj till augusti. Dr Henri Engström har utfört samtliga fågelinventeringar inom uppföljningsprogrammet för häckande storfåglar och har även intervjuat några personer med lång erfarenhet av flyginventeringar av fåglar om deras iakttagelser i förhållande till störningar (109). Som en skyddsåtgärd föreslår Engström (109) omfattande säkerhetsavstånd till två arter rovfåglar, ett skyddsavstånd på 300 m mellan helikopter och aktivt bo av havsörn under perioden 1 februari till 30 juli och ett skyddsavstånd på 200 m mellan helikopter och aktivt bo av fiskgjuse under perioden 1 april till 30 augusti. Dessa skyddsavstånd har diskuterats och godkänts av Per Aspenberg, Stig Holmstedt och Mats Forslund (samtliga lokala fågelexperter), samt av Martin Tjernberg (ArtDatabanken). Förslaget stöds även av Björn Helander (projekt havsörn) och Lars Gustavsson (lokal fågelexpert). Det kan dock konstateras 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. Dessa skyddsavstånd till häckningar av havsörn och fiskgjuse ingår i Naturvårdsverkets årliga beslut om bekämpning.

Sedan 2014 gäller också skyddsavstånd på 300 m till häckningar av vittryggig hackspett, vilket säkerställs genom kontakt med länsstyrelsen Uppsala som har information om häckningarnas geografiska lokalisering.

5.2 UPPFÖLJNING AV EVENTUELL PÅVERKAN

Vårt egenkontrollprogram fokuserar på att påvisa eventuella effekter på Chironomidae och andra icke-målinsekter i de översvämningssområden där bekämpning med VectoBac G® utförs. Programmet har designats av SLU Vatten och bygger på långsiktig uppföljning i samma tolv studieområden under minst sex år. Detta för att insamlade data skall kunna användas till meningsfull statistisk analys som kan urskilja även små effekter på dessa insektpopulationer i en variabel översvämningssmiljö. En sådan noggrann kontinuerlig övervakning av bekämpningens eventuella effekter på fjädermyggor fyller en mycket viktig funktion men finns inte hos någon annan myggbekämpningsorganisation.

Uppföljning av stickmyggbekämpningens eventuella effekter på andra organismer än stickmyggor utförs årligen sedan 2002. SLU Vatten föreslog, på uppdrag av Naturvårdsverket, ett utökat egenkontrollprogram som nu genomförts till fullo under den första perioden på sex år (2012 – 2017) inom 12 specifikt utvalda studieområden vid Färnebofjärden. För egenkontrollprogrammets nästa sexårsperiod (2018 – 2023) behövde vi byta ut två lokaler på grund av miljöförändringar initierade av länsstyrelsen Gävleborg.

Det föreslagna upplägget från och med 2018 fokuserar på den Bti-känsliga myggfamiljen Chironomidae och andra icke-målinsekter som förekommer i de översvämningssvåmmarker där bekämpning av översvämningssmygglarver med VectoBac G® utförs. Förslaget innebär fortsatt kontinuerlig insamling av dessa insekter med hjälp av kläckfällor (Figur 12) under perioden maj till september med 10 kläckfällor per område i totalt 12 studieområden vid Färnebofjärden, varav 6 referensområden (utan Bti-bekämpning) och 6 experimentområden (med Bti-bekämpning vid behov).

Det praktiska fältarbetet med egenkontrollen innebär att kläckfällorna töms en gång per vecka vilket innebär 19 gånger per säsong. Alla de insamlade insekterna från veckofångsten i 10 fällor från ett område bildar ett samlingsprov och en fjärdedel av insekterna från provet kommer senare att identifieras i laboratorium. Under detta arbete identifieras alla insekter 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 Chironomidae är relativt nära stickmyggorna i känslighet för Bti och därför är de mest informativa icke-målinsekterna att studera i ett egenkontrollprogram (16,28,32,41). Den omfattande variationen i översvämningarnas antal och omfattning mellan och inom år medför att det krävs långa mätserier för att kunna påvisa eventuell påverkan av bekämpningen på Chironomidae och andra icke-målinsekter. De statistiska analyserna kommer därför att behöva utföras på minst sex år av insamlade data om förekomst och abundans av dessa insekter.

Insektsfaunans artsammansättning och abundans i de aktuella studieområdena har en koppling till vegetationsstruktur som i sin tur starkt påverkas av markens näringsstatus. Områdena är i huvudsak terrestra områden som enbart under korta perioder blir



Figur 12. Kläckfällor i ett egenkontrollområde vid en översvämning

akvatiska under översvämning. Vi har därför föreslagit näringsanalys av jordprover från de 12 studieområdena som kompletterande stödvariabel vid den statistiska analys som planeras genomföras efter sex års datainsamling. Jordprovsanalyser förslås utföras vart tredje år, 2020 och 2023, eftersom denna variabel har låg mellanårsvariation. Ytterligare datainsamling av stödmiljövariabler inkluderar vattendjup vid kläckfällor, lufttemperatur och vattenkemisk analys av ytvatten vid översvämning.

5.2.1 PRELIMINÄRA RESULTAT AV EGENKONTROLLPROGRAMMET 2012-2017

Resultaten från det tidigare uppföljningsprogrammet för våtmarksinsekter gav inga belägg för att den dosering av Bti som används vid bekämpning av översvämningsmygglarver i Nedre Dalälven orsakar några negativa effekter på insekter utöver de stickmygglarver som är målorganismer (32,41). Sedan 2012 genomförs en förbättrad egenkontroll och preliminära resultat för den första 6-års perioden (2012-2017) blev nyligen klara. De statistiska analyserna visar ingen signifikant skillnad mellan bekämpade områden och obekämpade referensområden för antal insekter totalt, antal Nematocera (myggor) och antal Chironomidae. Dock kunde vi påvisa en signifikant skillnad för en av tre underfamiljer av Chironomidae. Ingen skillnad fanns för underfamiljen Orthocladiinae (90% av alla Chironomidae) och underfamiljen Tanypodinae (6% av alla Chironomidae). Men för underfamiljen Chironominae (4% av alla Chironomidae) påvisades en signifikant skillnad mellan bekämpnings- och referensområden. Dock utgör denna underfamilj med 4% en väldigt liten del av den totala fjädermyggförekomsten och en ännu mindre del (2,5%) av den totala insektsförekomsten. Den totala mängden fjädermyggor som födoresurs för fåglar, fladdermöss, spindlar och andra insektsätare är därför i stort sett opåverkad i de bekämpade områdena. Det totala

antalet Chironomidae, Nematocera och insekter var under alla år något högre i de bekämpade områdena än i de obekämpade referensområden. Det faktum att vi kunde upptäcka en liten potentiell effekt på en underfamilj av Chironomidae visar att egenkontrollprogrammet fyller sin funktion. Vi vill dock poängtera att dessa data är preliminära och att resultaten kan ändras när vi även inkluderar data på exempelvis näringsinnehåll i vatten och vegetationsklassificering i den statistiska analysen.

6 ALTERNATIVA BEKÄMPNINGSMETODER INKLUSIVE NOLLALTERNATIVET

6.1 BEKÄMPNING GENOM MILJÖFÖRÄNDRING

De flesta exemplen på lyckad bekämpning genom miljöförändring finns för stickmyggararter inom släkten *Culex* och *Anopheles* som lägger sina ägg på vattenytan (110). 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.

6.1.1 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 de nedre delarna av 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 (111). Ändras våtmarkernas hydrologi så påverkas därmed livsbetingelserna för alla våtmarksinsekter, örter, gräs, vedartade växter, mossor, lavar, svampar, groddjur, maskar, mollusker, kräddjur, protozoer, bakterier, etc. Mest påtagligt vid minskande översvämningsperioder under växtsäsongen är att de örtrika älvängarna försvinner och ersätts av busk och gran. En genomgående mer allomfattande reglering av Nedre Dalälven, som leder till stabila vattennivåer i alla fjärdar, kan därmed inte anses som en ekologisk försvarbar metod att minska stickmyggproblemet. Skyddade värden i samtliga berörda Natura 2000-områdena, samt Färnebofjärdens nationalpark och flertalet naturreservat motiveras utifrån naturvärden som skapas och upprätthålls av älvens varierande hydrologi. För en mer uttömmande redovisning av alla turer kring de olika förslag som diskuterats under åren hänvisas till (86).

Hösten 2015 startades projektet "*Hållbar vattenkraft i Dalälven*" under ledning av länsstyrelsen Dalarna. Målet var att ta fram en plan med de prioriteringar av miljöåtgärder i Dalälvens vattenkraftverk och dammar som ger störst miljönytta, samtidigt som påverkan på energisystemet ska bli så liten som möjligt. Översvämningsmyggfrågan är i sammanhanget en av flera ytterligare aspekter att ta hänsyn till men reglering för stickmyggkontroll var inte specificerat i länsstyrelsens uppdrag. Ekologiskt anpassad årsreglering av vattenflöden i Dalälven är ett förslag som exemplifieras för 2015 där man har jämfört verkliga flöden med anpassade ekologiska flöden (112). Detta exempel visade att en ekologisk reglering skulle ha lett till större översvämningar och därmed ett ökat bekämpningsbehov under 2015. I sammanhanget är det också värt att nämna att mängden översvämningsmygglarver per liter är störst under den första översvämningen på säsongen. Den vattenreglering som önskas av naturvården kommer alltså inte att vara en alternativ lösning av stickmyggproblemet men innebär i stället en ökad produktion av översvämningsmyggor.

Dalälvens översvämningar påverkar dock inte alla översvämningsvåtmarker i Nedre Dalälven. De stora produktiva områdena för översvämningsmyggor nära Huddunge och Möklinta är helt oberoende av Dalälvens vattenföring. Dessa områden översvämmas främst på grund av kraftiga och/eller ihållande lokala regn under vår och sommar. Dessutom påverkas även översvämningsområden vid själva Dalälven av lokala regn. Exempelvis under sommaren 2009 inträffade en översvämning i övre delen av Färnebofjärdens våtmarker redan ett par dagar innan älvvattnet kom och ökade översvämningens omfattning. Det innebär att larver av *Aedes sticticus* kläcktes redan innan älvens vattenstånd steg.

6.1.2 BEKÄMPNING GENOM ÄNDRAD MARKTOPOGRAFI

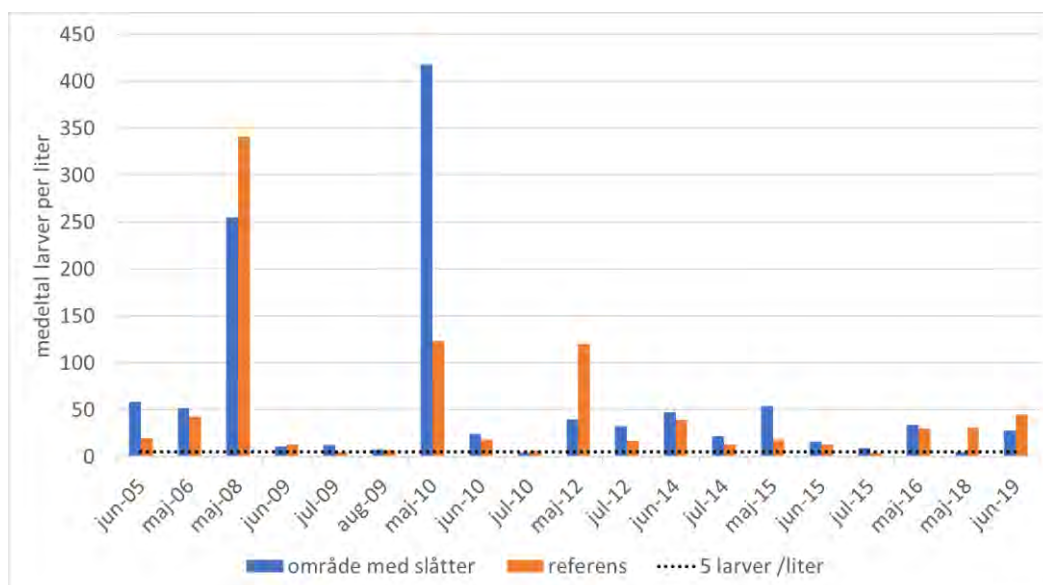
Detta kan huvudsakligen utföras genom markberedning, buskröjning och slåtter när det handlar om översvämningsmyggor. Bekämpning av stickmyggor genom ändring av marktopografi har främst provats i speciella miljöer som konstgjorda dammar, risfält och vissa brackvattenvåtmarker (113–115). Men man bör vara försiktig med att dra slutsatser om möjligheter att bekämpa översvämningsmyggor, exempelvis *Aedes sticticus*, med metoder som utvecklats för bekämpning av exempelvis *Culex*-arter (116) eller *Anopheles*-arter (117). Buskröjning och slåtter av älvängar användes inom ett stickmyggbekämpningsprojekt under slutet av 1990-talet i Tärnsjö (delar av Nordmyran) och Österfärnebo (delar av markområde norr om Fängsjön). Under 2000-talet har dock återkommande produktion av översvämningsmyggan *Aedes sticticus* i dessa älvängar krävt bekämpningsinsatser med VectoBac G® för att reducera stickmyggmängderna till acceptabla nivåer. Som skötselåtgärd med syfte att främja den biologiska mångfalden är slåtter generellt att föredra framför bete i seminaturliga ängar och bete med låg betetryck ska helst undvikas (118). Bete medför också ökad tuvighet och klövavtryck som kan bli refuger för stickmygglarver när vatten drar sig tillbaka. Medan slåtter innebär att näringsämnen förs bort från älvängarna innebär bete risk för näringsläckage av kväve och fosfor då djurens avföring tillför lösliga näringsämnen. Nötkreatur på blöta marker riskerar dessutom att drabbas av parasitinfektion med stor leverflundra.

Vid sjön Björken, Sunne kommun, Värmlands län, testades under 2005 och 2006 buskröjning följt av kraftigt betestryck som åtgärder mot översvämningsmygg. Under fyra år (2005 – 2008) samlade vi vuxna stickmygg i området och observerade att mängden stickmyggor ökade från 2005 till 2006, sedan sjönk mängden drastiskt 2007 för att under 2008 återigen öka till väldigt stora mängder mygg. Variationen berodde främst på översvämningsmönstret, så slutsatsen från dessa resultat var att översvämningsmyggen fanns kvar och fortsatte orsaka problem. Det finns inga ytterligare fakta om myggsituationen vid Sjön Björken.

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 (119). Men minskningen var bara 71 % (standardavvikelse 28 %) vid översvämnning under maj och endast 35 % (standardavvikelse 79 %) vid översvämnning 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 (120). Östman jämförde även mängden stickmyggägg i jordprover i ett område med regelbunden slåtter sedan 2003 och ett område utan slåtter på Nordmyran nära Tärnsjö (121). I studien förekom ingen skillnad i äggbankens storlek mellan områden som haft slåtter i 10 år och områden utan slåtteråtgärd.

På älvsängen Nordmyra nära Tärnsjö (Heby kommun, Uppsala län) genomfördes slyröjning 1997, borttagning av stubbar 1998-2002 samt årsvis slåtter sedan 2003. Vi har jämfört mängder av stickmygglarver på Nordmyra i det slåtrade området med ett närliggande område utan skötselåtgärder norr om Nordmyrasjön mot Andersboviken (Figur 13). Resultatet visar att det varken finns någon tydlig trend eller någon genomgående signifikant skillnad i mängden stickmygglarver mellan områden med eller utan slåtter. Totalt ingår 19 översvämningsstillfällen i sammanställningen och vid 4 av dessa översvämningshändelser hittades fler stickmygglarver per liter i det hävdade området än i området utan åtgärder. Endast vid 4 av totalt 19 översvämningshändelser hittades färre stickmygglarver per liter i området med slåtter. Vid de resterande 11 tillfällena hittade vi ungefär lika många stickmygglarver per liter i båda områdena. En jämförelse av larvprovtagning i två områden med och utan bete i Kågbo visar liknande undermåliga bekämpningsresultat efter 7 år av betesdrift. Vår slutsats är att varken slåtter eller bete ger någon långsiktig påvisbar minskning av mängden stickmygglarver.

Forshaga kommun, Värmlands län, hävdade under 2013-2015 att deras alternativa bekämpningsåtgärder med slyröjning, bete och gasolfällor var mycket framgångsrika. Men i februari 2017 klargjorde kommunen i en skrivelse till miljödepartementet att dessa tidigare redovisade slutsatser saknade faktagrund. Forshaga kommun har dessutom beslutat att slyröjning och bete inte ska räknas till myggbekämpning utan som naturvård i arbete för en hållbar miljö.



Figur 13. Medeltal stickmygglarver per liter vid varje översvämningstillfälle under åren 2005 - 2019 i området Nordmyra där slåtter genomförs årligen sedan 2003 och ett område norr om Nordmyrasjön utan skötselåtgärder.

Den senaste rapporten i ämnet "Kan vegetationen ha inverkan på översvämningsmyggor vid Nedre Dalälven?" är från 2018 och togs fram av SVA. 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.

Eftersom bekämpning med VectoBac G® fortfarande behövs i områden med skötselåtgärder 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. Åtgärderna bidrar till en ökad biologisk mångfald och en ökad attraktivitet för området.

6.2 KEMISK BEKÄMPNING

Det finns huvudsakligen fyra grupper av kemiska bekämpningsmedel; klorerade kolväten, organofosfater, karbamater, och pyretroider (110). 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

6.3 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 gasol drivna myggfällor inte fungerar tillfredställande mot översvämningsmyggor och därför inte är lämpliga att användas för storskalig bekämpning i Dalälvsområdet (122).

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, Värmlands län). 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.

6.4 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 (123). 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 (124–126). 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 (127). Vi har noga utvärderat möjligheten att anpassa/utveckla SIT för bekämpning av översvämningsmyggan *Aedes sticticus* i Nedre Dalälvens 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 potential mot denna stickmyggart.

Ytterligare en närbesläktad bekämpningsmetod bygger på den specifika partiella sterilisering som orsakas hos insekter av den symbiotiska bakterien *Wolbachia* (128–130). 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 benämns 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* (131). Mer sentida lyckade försök med IIT visar att metoden fungerar väl mot *Aedes polynesiensis*, *Culex pipiens quinquefasciatus*, *Aedes albopictus* och *Aedes aegypti* (132–135). 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 aktuella treårsperioden.

6.5 PERSONLIGT SKYDD

Personligt skydd är ingen bekämpningsmetod. Befolkningen i Nedre Dalälven har under lång tid nyttjat alla upptänkliga former av personligt skydd men dessa har visat sig otillräckliga mot översvämningsmyggan *Aedes sticticus*. 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 mfl, 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.

Sommaren 2000 utförde Sandvikens Kommun, med benäget tillstånd från KEMI, ett försök med den ekologiska repellenten "*Garlic Barrier*" (vitlöksolja). Myggens uppehållsplatser som gräsytor, buskar, träd och utsidan av byggnader inom ett bostadsområde på Mattön, Gysinge, besprutades med vitlöksolja utspädd till mellan 2 och 20 %. Positiva effekter noterades men dessa effekter var inte konstanta mellan försöken. Troligen beror problemen på att mängden aktiv substans varierade mellan olika omgångar av preparatet "*Garlic Barrier*", men detta redovisades inte av tillverkaren.

6.6 NOLLALTERNATIVET

Som redogjorts för ovan i kapitel 3-4 medför användningen av VectoBac G® en liten 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.

1. Lundström J, Schäfer M, Hesson JC, Blomgren E, Lindstrom A, Wahlqvist P, et al. The geographic distribution of mosquito species in Sweden. *Journal of the European Mosquito Control Association*. 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. *Medical and Veterinary Entomology*. 2004;18:256–67.
3. Schäfer ML, Wahlqvist P, Lundström JO. The Nedre Dalälven River Landscape in Central Sweden - a hot-spot for mosquito (Diptera:Culicidae) diversity. *Journal of the European Mosquito Control Association*. 2018;36:17–22.
4. Eskils K, Lövgren A. Release of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* in Swedish soil. *FEMS Microbiology Ecology*. 1997;23:229–37.
5. Boisvert M, Boisvert J. Effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on target and nontarget organisms: a review of laboratory and field experiments. *Biocontrol Science and Technology*. 2000;10:517–61.
6. Ali A, Baggs RD, Stewart JP. Suceptibility of some Florida chironomids and mosquitoes to various formulations of *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis*. *Journal of Economical Entomology*. 1981;74:672–7.
7. Sinegre G, Babinot M, Vigo G, Tourenq JN. Sensibilité de trois espèces de *Chironomus* (Diptera) à huit insecticides utilisés en démoustication. *Annales de Limnologie*. 1990;26(1):65–71.
8. Pont D, Franquet E, Tourenq JN. Impact of different *Bacillus thuringiensis* variety *israelensis* treatments on a chironomid (Diptera Chironomidae) community in a temporary marsh. *Journal of Economic Entomology*. 1999;92(2):266–72.
9. 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. *Freshwater Biology*. 2008;53(10):2117–28.
10. 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.
11. Houston J, Dancer BN, Learner MA. Control of sewage filter flies using *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*-II. Full scale trials. *Water Research*. 1989;23(3):379–85.
12. Smits PH, Vlug HJ. Control of Tipulid larvae with *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* protoxin activation and safety. In: Vth International Colloquium on Invertebrate Pathology and Microbial Control. Adelaide, Australia; 1990.
13. 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(4):1180–8.

14. 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.
15. 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.
16. Boisvert M, Boisvert J. Effects of *bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on target and nontarget organisms: A review of laboratory and field experiments. *Biocontrol Science and Technology*. 2000;10(5):517–61.
17. Lagadic L, Roucaute M, Caquet T. Bti sprays do not adversely affect non-target aquatic invertebrates in French Atlantic coastal wetlands. Arnott S, editor. *Journal of Applied Ecology*. 2014;51(1):102–13.
18. Eder E, Schonbrunner I. Toxicity of *Bacillus thuringiensis israelensis* on the Nontarget Organisms *Triops cancriformis*, *Branchipus schaefferi*, *Leptestheria dahalacensis* (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca, Anostraca, Spinicaudata). *The Open Environmental Pollution & Toxicology Journal*. 2010;2:16–20.
19. 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.
20. 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.
21. 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(1):41–60.
22. 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. In: National Meeting of the Entomological Society of America. 1999.
23. WHO/IPCS/IOMC. *Bacillus thuringiensis*. 1999.
24. 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. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1999;18(3):549–59.
25. 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.
26. Pfitzner WP, Beck M, Weitzel T, Becker N. The Role of Mosquitoes in the Diet of Adult Dragon and Damselflies (Odonata). *Journal of the American Mosquito Control Association*. 2015;31:187–9.
27. Liber K, Schmude KL, Rau DM. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to chironomids in pond mesocosms. *Ecotoxicology*. 1998;7(6):343–54.

28. Kästel A, Allgeier S, Brühl CA. Decreasing *Bacillus thuringiensis israelensis* sensitivity of *Chironomus riparius* larvae with age indicates potential environmental risk for mosquito control. *Scientific Reports*. 2017;7:1–7.
29. 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. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2018;190(12):1–17.
30. 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. *Molecular Ecology*. 2019;(August):<https://doi.org/10.1111/mec.15214>.
31. Kästel A, Allgeier S, Brühl CA. Decreasing *Bacillus thuringiensis israelensis* sensitivity of *Chironomus riparius* larvae with age indicates potential environmental risk for mosquito control. *Scientific Reports*. 2017;
32. Lundström JO, Brodin Y, Schäfer ML, Vinnersten TZP, Ostman O. High species richness of Chironomidae (Diptera) in temporary flooded wetlands associated with high species turn-over rates. *Bulletin of entomological research*. 2010 Aug;100(4):433–44.
33. 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 and Metagenomics*. 2018;7:1-7.
34. 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. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019;169:786–96.
35. 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. *Journal of the American Mosquito Control Association*. 2018;34: 154-157.
36. 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. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2011;74(5):1122–30.
37. 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.
38. 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. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2015;115:272–8.
39. 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. *Bulletin of entomological research*. 2010;100(6):715–25.
40. 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(1):189–203.
 41. 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. *Bulletin of Entomological Research*. 2010;100(1):117–25.
 42. Balcer MD, Schmude K, Snitgen J, Lima A. Long-term effects of the mosquito control agents Bti (*Bacillus thuringiensis israelensis*) and methoprene on non-target macroinvertebrates in wetlands in Wright County, Minnesota (1997-1998). 1999.
 43. 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; DOI 10.1007/s10646-016-1708-9.
 44. Östman Ö, Lundström JO, Persson Vinnersten TZ. Effects of mosquito larvae removal with *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) on natural protozoan communities. *Hydrobiologia*. 2008;607(1):231–5.
 45. 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.
 46. 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. *Environmental Research*. 2018;162:271–9.
 47. Lajmanovich RC, Junges CM, Cabagna-Zenklusen MC, Attademo AM, Peltzer PM, Maglianesi M, et al. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in aqueous suspension on the South American common frog *Leptodactylus latrans* (Anura: Leptodactylidae) tadpoles. *Environmental Research*. 2015;136: 205-212.
 48. Schweizer M, Miksch L, Köhler HR, Triebkorn R. Does Bti (*Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*) affect *Rana temporaria* tadpoles? *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019;181:121–9.
 49. Warren RE, Rubenstein D, Ellar DJ, Kramer JM, Gilbert RJ. *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*: Protoxin activation and safety. *The Lancet*. 1984;323(8378):678–9.
 50. Drobniowski FA. The safety of *Bacillus* species as insect vector control agents. *Journal of Applied Bacteriology*. 1993;76:101–9.
 51. Siegel JP, Shaddock JA. Clearance of *Bacillus sphaericus* and *Bacillus thuringiensis* ssp. *israelensis* from mammals. *Journal of Economical Entomology*. 1990;83:347–

- 55.
52. Ignatiev VI, Karopv EG, Meliksetyan VS. Studies on the effect of serotype H-14 *Bacillus thuringiensis* preparations on warm-blooded animals. *Mikrobiologicheskij zhurnal* (in Russian). 1988;50(6):73–7.
53. 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. *Polish Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*. 1993;6(1):19–25.
54. Glare TR, O’Callaghan M. Environmental and health impacts of *Bacillus thuringiensis israelensis*. Lincoln, New Zealand: Biocontrol & Biodiversity, Grasslands Divison, AgResearch; 1998.
55. Jackson SG, Goodbrand RB, Ahmed R, Kasatiya S. *Bacillus cereus* and *Bacillus thuringiensis* isolated in a gastroenteritis outbreak investigation. *Letters in Applied Microbiology*. 1995;21:103-105
56. Swiecicka I, Van Der Auwera GA, Mahillon J. Hemolytic and nonhemolytic enterotoxin genes are broadly distributed among *Bacillus thuringiensis* isolated from wild mammals. *Microbial Ecology*. 2006;52:544–551.
57. Onyeka JOA. Studies on the natural predators of *Culex pipiens* L. and *C. torrentium* Martini (Diptera: Culicidae) in England. *Bulletin of Entomological Research*. 1983;73:185–94.
58. Deding J. Gut content analysis of diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Natura Jutlandica*. 1988;22(10):177–84.
59. Blaustein L. Influence of the predatory backswimmer, *Notonecta maculata*, on invertebrate community structure. *Ecological Entomology*. 1998;23:246–52.
60. Lee FC. Laboratory observations on certain mosquito larval predators. *Mosquito News*. 1967;27(3):332–8.
61. Iversen TM. The ecology of a mosquito population (*Aedes communis*) in a temporary pool in a Danish beech wood. *Archiv für Hydrobiologie*. 1971;61(3):309–32.
62. Service MW. Ecological and Biological Studies on *Aedes cantans* (Meig.) (Diptera: Culicidae) in Southern England. *Journal of Applied Ecology*. 1977;14(1):159–96.
63. Chesson J. Effect of Notonectids (Hemiptera: Notonectidae) on mosquitoes (Diptera: Culicidae): Predation or selective oviposition? *Environmental Entomology*. 1984;13(2):531–8.
64. 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. *Bulletin of Entomological Research*. 2003;93(3):219–26.
65. Nilsson A. Community structure in the Dytiscidae (Coleoptera) of a northern Swedish seasonal pond. *Annales Zoologici Fennici*. 1986;23:39–47.
66. 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.
67. Bibby CJ. Food supply and the diet of the bearded tit (*Panurus biarmicus*). *Bird Study*. 1981;28:201–10.
 68. 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(1):23–9.
 69. Arnold A, Braun M, Becker N, Storch V. Zur Nahrungsökologie von Wasser- und Rauhhautfledermaus in den nordbadischen Rheinauen. *Carolinea*. 2000;58:257–63.
 70. 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(1):84–90.
 71. Chernetsov N, Manukyan A. Foraging strategy of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaetus*) on migration. *Vogelwarte*. 2000;40:189–97.
 72. Dabrowski-Prot E, Luczak J. Studies on the incidence of mosquitoes in the food of *Tetragnatha montana* Simon and its food activity in the natural habitat. *Ekologia Polska Seria A*. 1968;16:843–52.
 73. 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(4):884–9.
 74. Poulin B. Indirect effects of bioinsecticides on the nontarget fauna: The Camargue experiment calls for future research. *Acta Oecologica*. 2012;44:28–32.
 75. Jakob C, Poulin B. Indirect effects of mosquito control using Bti on dragonflies and damselflies (Odonata) in the Camargue. *Insect Conservation and Diversity*. 2016;9(2):161–9.
 76. 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>.
 77. 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.
 78. McKie BG, Taylor A, Nilsson T, Goedkoop W. Kvantifiering av ekosystemeffekter av Bti-användning i Nedre Dalälven. 2015. Redovisning av uppdrag NV-04371-14.
 79. Brandl MT, Mandrell RE. Fitness of *Salmonella enterica* serovar Thompson in the cilantro phyllosphere. *Applied and Environmental Microbiology*. 2002;68:3614–3621.
 80. 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. *Applied and Environmental Microbiology*. 2004;70:1182–9.
 81. Maduell P, Armengol G, Llagostera M, Orduz S, Lindow S. *B. thuringiensis* is a poor colonist of leaf surfaces. *Microbial Ecology*. 2008;55:212–219.
 82. 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 Jan;3:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003432>.
83. 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. *Applied and Environmental Microbiology*. 2015;81:4894–903.
 84. 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? *Microbial Ecology*. 2017;74:901–9.
 85. Wilander A. Möjliga gödningseffekter vid spridning av VectoBac. SLU, Miljöanalys; 2007.
 86. Schäfer M, Blomgren E, Lundström JO. MKB 2018 - Användning av VectoBac G med spridning från helikopter för bekämpning av stickmygglarver i Nedre Dalälvens översvämningssområden. Uppsala 20107-11-06; 2017.
 87. Watson JW. Responses of nesting bald eagles to helicopter surveys. *Wildlife Society Bulletin*. 1993;21:171–8.
 88. 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.
 89. 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.
 90. Melo J. Logging around an osprey nest site, an observation. *Journal of Forestry*. 1975;73:724–5.
 91. Svensson S, Svensson M, Tjernberg M. Svensk Vågelatlas. Vår Fågelvärld, Supplement nr 31. Stockholm; 1999.
 92. Bylin K. Revir, revirförsvar och bobyggnad, Tranan - Studier i den euroasiatiska tranans biologi. *Vår fågelvärld*. 1993;Supplement:53–8.
 93. Bylin K. Häckningsframgång och dödsorsaker, Tranan - Studier i den euroasiatiska tranans biologi. *Vår fågelvärld*. 1993;Supplement:59–67.
 94. Meves W. Breeding habitat use of common cranes *Grus grus* in Germany. *Vogelwelt*. 1996;117:111–8.
 95. Gärdenfors U. Rödlistade arter i Sverige 2005. ArtData Banken, SLU, Uppsala; 2005.
 96. Aulén G. Ecology and distribution history of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. 1988.
 97. Carlson A, Stenberg I. Vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*). Biotopval och sårbarhetsanalys. 1995.

98. Mild K, Stighäll K. Åtgärdsprogram för bevarande av Vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*) och dess livsmiljöer. 2005.
99. Stighäll K. Vitryggig hackspett i Sverige – hot och möjligheter i dag och i framtiden. Så mycket krävs för att rädda arten i Sverige. 2011.
100. Angelstam P, Breuss M, Mikusinski G, Stenstrom M, Stighäll 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.
101. Carlson A. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: The White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *Forest Ecology and Management*. 2000; 131:215–221.
102. Sjöberg U, Liedholm H, Stighäll K. Åtgärdsprogram för äldre lövskogar med vitryggig hackspett som paraplyart. 2013.
103. Johnson LS, Kermott LH. Nesting Success of Cavity-Nesting Birds Using Natural Tree Cavities. *J Field Ornithol*. 1994; 65:36–51.
104. Paclík M, Misík J, Weidinger K. Nest predation and nest defence in European and North American woodpeckers: a review. *Annales Zoologici Fennici*. 2009;2450(October):361–79.
105. 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.
106. Davidsson G, Haeffler L, Ljungman B, Frantzich H. Handbok för riskanalys. Räddningsverket; 2003.
107. Becker N, Ludwig HW. Mosquito Control in West Germany. *Bulletin of the Society for Vector Ecology*. 1983;8(2):85–93.
108. 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.
109. 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.
110. Becker N, Petric D, Zgomba M, Boase C, Madon M, Dahl C, et al. Mosquitoes and their control: Second edition. *Mosquitoes and Their Control: Second Edition*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag; 2010. 1–577 p.
111. Keddy PA. *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. Cambridge, UK: Cambridge University Press; 2000. 614 p.
112. Länstyreslen Dalarna. *Ekologisk anpassad årsreglering av Dalälven*. 2017. Rapport 2017:09
113. Batzer DP, Resh VH. Macroinvertebrates of a California seasonal wetland and

- responses to experimental habitat manipulation. *Wetlands*. 1992;12(1):1–7.
114. Wekesa JW, Yuval B, Washino RK. Spatial distribution of adult mosquitoes (Diptera: Culicidae) in habitats associated with the rice agroecosystem of Northern California. *Journal of Medical Entomology*. 1996;33(3):344–50.
 115. Jiannino JA, Walton WE. Evaluation of vegetation management strategies for controlling mosquitoes in a southern California constructed wetland. *Journal of the American Mosquito Control Association*. 2004;20:18–26.
 116. Thullen JS, Sartoris JJ, Walton WE. Effects of vegetation management in constructed wetland treatment cells on water quality and mosquito production. *Ecological Engineering*. 2002 Mar;18(4):441–57.
 117. 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. *Journal of Vector Ecology* 2005;30(2):235–243.
 118. Tälle M, Fogelfors H, Westerberg L, Milberg P. The conservation benefit of mowing vs grazing for management of species-rich grasslands: A multi-site, multi-year field experiment. *Nordic Journal of Botany*. 2015;33:761–8.
 119. 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. *Wetlands Ecology and Management*. 2015;23(2):257–67.
 120. Schäfer ML, Lundström JO. Efficiency of Bti-based floodwater mosquito control in Sweden – four examples. *Journal of the European Mosquito Control Association*. 2014;32:1–8.
 121. Östman Ö. Hävdens betydelse för mängden översvämningsmygg i nedre Dalälvsområdet -del 2. Rapport 2013.
 122. Blomgren E, Lindström A, Hopkins R. Bedömning av förutsättningar för användning av gasol drivna myggfällor i bekämpning av översvämningsmyggor i Nedre Dalälvsområdet. Rapport 2013.
 123. Dyck VA, Hendrichs J, Robinson AS. Sterile insect technique: Principles and practice in area-wide integrated pest management. *Sterile Insect Technique: Principles and Practice in Area-Wide Integrated Pest Management*. 2005.
 124. Dame DA, Benedict MQ, Robinson AS, Knols BGJ. Historical applications of induced sterilisation in field populations of mosquitoes. *Malaria Journal*. 2009;8(SUPPL. 2):1–10.
 125. Klassen W, Curtis CF. History of the sterile insect technique. In: *Sterile Insect Technique: Principles and Practice in Area-Wide Integrated Pest Management*. 2005.
 126. 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.
 127. WHO. Report of the Fifth Meeting of the Vector Control Advisory Group, Geneva,

Switzerland 2-4 november 2016. 2017.

128. Kittayapong P, Mongkalangoon P, Baimai V, O'Neill SL. Host age effect and expression of cytoplasmic incompatibility in field populations of Wolbachia-superinfected *Aedes albopictus*. *Heredity*. 2002;88:270–4.
129. 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.
130. Werren JH, Baldo L, Clark ME. Wolbachia: Master manipulators of invertebrate biology. *Nature Reviews Microbiology*. 2008;<https://doi.org/10.1038/nrmicro1969>.
131. Laven H. Eradication of *Culex pipiens fatigans* through cytoplasmic incompatibility [27]. *Nature*. 1967;216:383–4.
132. 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.
133. Moretti R, Calvitti M. Male mating performance and cytoplasmic incompatibility in a wPip Wolbachia trans-infected line of *Aedes albopictus* (*Stegomyia albopicta*). *Medical and Veterinary Entomology*. 2013;27:377–86.
134. Ritchie SA, Townsend M, Paton CJ, Callahan AG, Hoffmann AA. Application of wMelPop Wolbachia strain to crash local populations of *Aedes aegypti*. *PLoS Neglected Tropical Diseases*. 2015;9:e0003930.
135. Mains JW, Brelsfoard CL, Rose RI, Dobson SL. Female adult *Aedes albopictus* suppression by Wolbachia-infected male mosquitoes. *Scientific Reports*. 2016;6:DOI:10.1038/srep33846.

APPENDIX

Tabell A1. Naturtyper enligt art- och habitatdirektivet som förekommer i de berörda Natura 2000-områden

Natur- typs- kod	Naturtyp - svenska kortnamn	Förekommer i Natura 2000-området
3130	Ävjestrandsjöar	Kungsgårdsholmarna;
3160	Myrsjöar	Färnebofjärden syd; Östa;
3210	Större vattendrag	Båtfors; Bredfors; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Östa; Kungsgårdsholmarna; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Bredforsen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge
3260	Mindre vattendrag	Båtfors; Bredfors; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Östa; Jordbärsmuren- Ålbo; Bredforsen; Färnebofjärden; Gysinge
6270	Silikatgräsmarker	Östa; Gysinge
6410	Fuktängar	Östa; Bredforsen;
6430	Högörtängar	Båtfors;
6450	Svämängar	Båtfors; Bredfors; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Kungsgårdsholmarna; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Bredforsen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge
6530	Lövängar	Båtfors;
7110	Högmossar	Pellesberget; Färnebofjärden syd; Östa; Jordbärsmuren-Ålbo; Färnebofjärden;
7140	Öppna mossar och kärr	Båtfors; Bredfors; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Östa; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Bredforsen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge
7230	Rikkärr	Båtfors; Bredfors; Färnebofjärden syd;
8230	Hällmarkstorräng	Östa;
9010	Taiga	Båtfors; Bredfors; Kvarnön; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Östa; Kungsgårdsholmarna; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Bredforsen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge
9020	Nordlig ädellövskog	Kvarnön; Färnebofjärden syd; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden;
9050	Näringsrik granskog	Båtfors; Bredfors; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Östa; Färnebofjärden nordväst; Bredforsen; Färnebofjärden; Gysinge
9060	Åsbarrskog	Färnebofjärden syd; Östa; Färnebofjärden; Ista;
9070	Trädklädd betesmark	Båtfors; Kungsgårdsholmarna; Bredforsen; Gysinge
9080	Lövsumpskog	Båtfors; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Östa; Spjutholmen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Gysinge
91D0	Skogbevuxen myr	Pellesberget; Färnebofjärden syd; Östa; Färnebofjärden nordväst; Övre

Natur- typs- kod	Naturtyp - svenska kortnamn	Förekommer i Natura 2000-området
		Hedesundafjärden; Färnebofjärden;
91E0	Svämlövskog	Båtfors; Bredfors; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Kungsgårdsholmarna; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Bredforsen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge
91F0	Sväädellövskog	Båtfors; Bredfors; Färnebofjärden syd; Kungsgårdsholmarna; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Gysinge

Tabell A2. Arter enligt Art- och habitatdirektivet som förekommer i de berörda Natura 2000-områden

Artkod	Svensk namn	Latinskt namn	Förekommer i Natura 2000 områden
1081	Bred gulbrämad dykare	<i>Dytiscus latissimus</i>	Bredfors;
1086	Cinnoberbagge	<i>Cucujus cinnaberinus</i>	Båtfors; Kvarnön; Färnebofjärden syd; Färnebofjärden; Gysinge;
1130	Asp	<i>Aspius aspius</i>	Båtfors; Färnebofjärden syd; Bredforsen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge;
1163	Stensimpa	<i>Cottus gobio</i>	Båtfors; Bredfors; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Färnebofjärden nordväst; Bredforsen; Färnebofjärden; Gysinge;
1355	Utter	<i>Lutra lutra</i>	Båtfors; Pellesberget; Färnebofjärden syd; Färnebofjärden;
1361	Lodjur	<i>Lynx lynx</i>	Båtfors; Färnebofjärden syd; Färnebofjärden;
1381	Stamkvastmossa	<i>Dicranum viride</i>	Bredfors;
1383	Härklösmossa	<i>Dichelyma capillaceum</i>	Båtfors; Bredfors; Färnebofjärden syd; Östa; Färnebofjärden nordväst; Bredforsen; Färnebofjärden; Ista; Gysinge;
1386	Grön sköldmossa	<i>Buxbaumia viridis</i>	Båtfors; Bredfors; Färnebofjärden syd; Färnebofjärden;
1928	Aspbarkgnagare	<i>Xyletinus tremulicola</i>	Båtfors; Bredfors; Kvarnön; Färnebofjärden syd; Bredforsen; Färnebofjärden;
1966	Ävjepilört	<i>Persicaria foliosa</i>	Bredforsen;
1984	Platt spretmossa	<i>Herzogiella turfacea</i>	Båtfors; Kvarnön; Färnebofjärden syd; Färnebofjärden;
4021	Rödalsad brunbagge	<i>Phryganophilus ruficollis</i>	Båtfors;

Tabell A3. Fågelarter enligt fågeldirektivet som förekommer i de berörda Natura 2000-områden

Artkod	Svensk namn	Förekommer i Natura 2000 områden
A072	Bivräk	Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Gysinge;
A082	Blå kärrhök	Gysinge;
A081	Brun kärrhök	Övre Hedesundafjärden;
A094	Fiskgiuse	Båtfors; Untra; Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge;
A193	Fisktärna	Hedesundafjärden; Spjutholmen; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Gysinge;
A234	Gråspett	Båtfors; Untra; Färnebofjärden syd; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Färnebofjärden; Gysinge;
A166	Grönbenä	Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Färnebofjärden;
A075	Havsörn	Färnebofjärden syd; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Gysinge;
A104	Järpe	Båtfors; Untra; Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Hallaren; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden;
A140	Ljungpipare	Färnebofjärden syd; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Färnebofjärden;
A320	Mindre flugsnappare	Båtfors; Untra; Färnebofjärden syd; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Gysinge;
A409	Orre	Båtfors; Untra; Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Hallaren; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Färnebofjärden;
A223	Päruggla	Båtfors; Untra; Färnebofjärden syd; Hallaren; Färnebofjärden;
A220	Slaguggla	Båtfors; Untra; Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Spjutholmen; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Gysinge;
A217	Sparvuggla	Båtfors; Untra; Färnebofjärden syd; Hallaren; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge;
A236	Spillkråka	Båtfors; Untra; Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Hallaren; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge;
A002	Storlom	Untra; Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden;
A038	Sångsvan	Untra; Färnebofjärden syd; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge;
A108	Tjäder	Untra; Färnebofjärden syd; Hallaren; Hedesunda; Färnebofjärden;

Artkod	Svensk namn	Förekommer i Natura 2000 områden
A127	Trana	Untra; Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden; Ista; Gysinge;
A241	Tretåig hackspett	Båtfors; Untra; Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Hedesunda;
A338	Törnskata	Båtfors; Färnebofjärden syd; Tjursöarkipelagen; Övre Hedesundafjärden; Färnebofjärden;
A239	Vitryggig hackspett	Båtfors; Untra; Hedesundafjärden; Färnebofjärden syd; Färnebofjärden nordväst; Jordbärsmuren-Ålbo; Spjutholmen; Hedesunda; Tjursöarkipelagen; Färnebofjärden; Gysinge;